



APAT

**Agenzia per la protezione
dell'ambiente e per i servizi tecnici**

Il risarcimento del danno ambientale: **Aspetti teorici e operativi della valutazione economica**

Informazioni legali

L'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici

Via Vitaliano Brancati, 48 - 00144 Roma

Via Curtatone, 3 - 00144 Roma

www.apat.it

Coordinamento tipografico e distribuzione

Olimpia Girolamo - Michela Porcarelli - Simonetta Turco

APAT - Servizio Stampa ed Editoria

Ufficio Pubblicazioni

ISBN 88-448-0173-6

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Impaginazione e stampa

I.G.E.R. srl - Viale C. T. Odescalchi, 67/A - 00147 Roma

Finito di stampare nel mese di ottobre 2006

Il volume è stato realizzato da un gruppo di lavoro congiunto tra APAT (Settore Studi e Valutazioni) e Università degli Studi di Padova (Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali), nell'ambito di una Convenzione che rientra nelle attività programmate dall'Agenzia.

Il lavoro è finalizzato allo sviluppo della ricerca di metodi e tecniche per la valutazione economica dei danni ambientali alla luce delle esperienze maturate dall'APAT nel supporto tecnico scientifico fornito al Ministero dell'Ambiente e per la Tutela del Territorio nelle azioni di risarcimento promosse ai sensi dell'articolo 18 della L. 349/86.

AUTORI

Il volume è stato curato e coordinato da Edi Defrancesco^a con la collaborazione di Giuseppe Di Marco^b.

Il lavoro è frutto del contributo alla discussione di tutti gli Autori: Alice Candido^c; Tiziana Cianflone^b; Giuseppe Di Marco; Edi Defrancesco; Alessandra La Notte^a; Rosalba Montani^d; Luca Rossetto^a; Paolo Rosato^e; Daria Vagaggini^b; Valentina Zanatta^f. Tuttavia, nella sua stesura va così attribuito:

- capitoli 1, 2 e 3: Edi Defrancesco; Paolo Rosato; Luca Rossetto
- capitoli 4, 5, e 8 (tranne 4.4): Edi Defrancesco; Paolo Rosato; Luca Rossetto; Alice Candido; Alessandra La Notte
- capitolo 7 e Appendice 2: Tiziana Cianflone; Rosalba Montani; Daria Vagaggini
- paragrafi 4.4 e 6.4: Valentina Zanatta
- capitolo 6 (tranne 6.4): Edi Defrancesco; Paolo Rosato; Luca Rossetto; Alice Candido; Alessandra La Notte; Tiziana Cianflone; Rosalba Montani; Daria Vagaggini
- appendice 1: Alice Candido; Alessandra La Notte; Tiziana Cianflone; Rosalba Montani; Daria Vagaggini
- appendice 3: Alessandra La Notte

RINGRAZIAMENTI

Un ringraziamento particolare a Federico Araneo, Maria Giuseppina Farrace e Maria Gabriella Simeone per il supporto tecnico sulle matrici ambientali (Appendici 1 e 2).

La responsabilità di quanto riportato nel testo rimane esclusivamente degli autori.

^a Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali, Università degli Studi di Padova.

^b Settore Studi e Valutazioni, Servizio Interdipartimentale per le Emergenze Ambientali, APAT.

^c Dipartimento di Innovazione Meccanica e Gestionale, Università degli Studi di Padova

^d Consulente APAT

^e Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università degli Studi di Trieste.

^f Dipartimento DICAS, Politecnico di Torino.

INDICE

| | |
|--|-----|
| INTRODUZIONE | 9 |
| 1. L'AMBIENTE E IL SISTEMA ECONOMICO | 11 |
| 1.1 Il concetto di ambiente | 11 |
| 1.2 Ambiente e sviluppo economico | 12 |
| 1.3 Gli approcci allo sviluppo sostenibile | 15 |
| 1.4 La valutazione del danno ambientale | 18 |
| 2. BENI AMBIENTALI E BENESSERE SOCIALE | 23 |
| 2.1 I beni pubblici | 23 |
| 2.2 Le esternalità | 28 |
| 2.2.1 <i>Esternalità ed inefficienze del mercato</i> | 29 |
| 2.2.2 <i>Tipologie di esternalità</i> | 34 |
| 2.3 Il bene ambientale come bene pubblico | 38 |
| 2.4 Il valore economico totale di un bene ambientale | 40 |
| 2.5 La misura monetaria del valore dei beni ambientali e la definizione di danno | 46 |
| 3. LA VALUTAZIONE ECONOMICA DEL DANNO: INQUADRAMENTO TEORICO | 57 |
| 3.1 Danno e comportamento del consumatore | 59 |
| 3.2 Danno e comportamento del produttore | 65 |
| 3.2.1 <i>Il danno subito dal produttore</i> | 65 |
| 3.2.2 <i>Danno e profitto indebito</i> | 69 |
| 4. METODI DI VALUTAZIONE MONETARIA NEL RISARCIMENTO PER DANNO AMBIENTALE | 75 |
| 4.1 L'approccio integrato nella stima delle componenti del danno ed i metodi di valutazione | 75 |
| 4.2 I metodi di valutazione basati sull'approccio delle preferenze imputate | 82 |
| 4.2.1 <i>Il metodo del costo sostenuto per le spese difensive</i> | 82 |
| 4.2.2 <i>Il metodo del costo di ripristino</i> | 83 |
| 4.2.3 <i>Il metodo del costo di surrogazione</i> | 85 |
| 4.2.4 <i>Il metodo del profitto indebito</i> | 90 |
| 4.3 I metodi di valutazione basati sull'approccio delle preferenze rivelate | 90 |
| 4.3.1 <i>Il metodo dei prezzi di mercato</i> | 90 |
| 4.3.2 <i>Il metodo delle funzioni di produzione</i> | 93 |
| 4.3.3 <i>Il metodo dei prezzi edonici</i> | 95 |
| 4.3.4 <i>Il metodo del costo di viaggio</i> | 99 |
| 4.4 I metodi basati sull'approccio delle preferenze dichiarate | 105 |
| 4.4.1 <i>Il metodo della valutazione contingente</i> | 106 |
| 4.4.2 <i>Il metodo della conjoint choice</i> | 115 |
| 4.5 L'approccio del <i>benefit transfer</i> | 118 |
| 4.6 La valutazione della salubrità dell'ambiente: i rischi per la salute umana | 127 |
| 4.6.1 <i>La quantificazione del rischio</i> | 129 |
| 4.6.2 <i>I metodi di valutazione economica</i> | 131 |

| | |
|---|-----|
| 5. LE DIMENSIONI DEL DANNO | 141 |
| 5.1 Introduzione | 141 |
| 5.2 Profilo temporale del danno | 143 |
| 5.3 Danni diretti e danni indiretti | 149 |
| 5.4 Aggregazione delle componenti, stima del risarcimento e doppi conteggi | 151 |
| 5.5 La scelta del saggio di sconto | 155 |
| 5.5.1 <i>Alcuni cenni sul dibattito teorico in corso</i> | 157 |
| 5.5.2 <i>Indicazioni operative sulla scelta del saggio</i> | 161 |
| | |
| 6. LA PROCEDURA OPERATIVA DI VALUTAZIONE DEL DANNO AMBIENTALE | 179 |
| 6.1 Le fasi della procedura | 179 |
| 6.2 Individuazione delle componenti del danno | 183 |
| 6.2.1 <i>L'approccio per matrici</i> | 184 |
| 6.2.2 <i>La struttura e l'uso delle matrici</i> | 186 |
| 6.3 L'individuazione del profilo temporale del danno, scelta delle azioni e del metodo di valutazione monetaria | 194 |
| 6.4 La valutazione dei danni a manufatti architettonici di interesse storico e culturale | 198 |
| | |
| 7. LE MATRICI PER L'IDENTIFICAZIONE DELLE COMPONENTI DI DANNO | 203 |
| 7.1 Premessa | 203 |
| 7.2 Matrici per le risorse naturali | 203 |
| 7.3.1 <i>La risorsa acqua e gli ecosistemi acquatici</i> | 206 |
| 7.3.2 <i>La risorsa aria e l'atmosfera</i> | 211 |
| 7.3.3 <i>La risorsa suolo e sottosuolo e gli ecosistemi terrestri</i> | 213 |
| 7.3 Matrici per le risorse naturali biotiche | 217 |
| | |
| 8. ALCUNE APPLICAZIONI DELLA METODOLOGIA PROPOSTA | 223 |
| 8.1 Danno ripristinabile con limitate perdite di benefici transitori | 223 |
| 8.2 Danno reversibile con rilevanti perdite di benefici transitori | 232 |
| 8.3 Danno parzialmente reversibile con perdite di benefici transitori e permanenti (1) | 238 |
| 8.4 Danno parzialmente reversibile con perdite di benefici transitori e permanenti (2) | 243 |
| | |
| Appendice 1: Le matrici | 255 |
| Appendice 2: Gli indicatori delle componenti ambientali | 273 |
| Appendice 3: Rassegna su alcuni studi di valutazione | 295 |
| | |
| Glossario | 319 |
| | |
| BIBLIOGRAFIA | 323 |

INTRODUZIONE

Questo libro è la seconda edizione, riveduta ed ampliata, del volume ‘Il danno ambientale ex art. 18 L. 349/86: Aspetti teorici e operativi della valutazione economica del risarcimento dei danni’ pubblicato nel 2002 dall’Agenzia Nazionale per la Protezione dell’Ambiente nella Collana Manuali e Linee Guida. Rispetto alla prima edizione vi è un sostanziale ampliamento della parte relativa ai metodi di valutazione, soprattutto per quelli appartenenti alla categoria delle preferenze dichiarate, mentre quella dedicata alla procedura di identificazione, caratterizzazione e valutazione del danno ambientale è stata profondamente rivista ed approfondita.

Il manuale fornisce una cornice teorica e metodologica per la definizione, l’identificazione e la misura del risarcimento per danni all’ambiente e, pur non richiedendo particolari conoscenze di teoria economica e statistica, è dedicato a lettori in possesso dei principi fondamentali di economia e di valutazione dei beni. L’utilità delle linee guida illustrate si fonda sulla constatazione che parte dell’utilità prodotta dai beni ambientali sfugge al mercato e, quindi, è priva di un prezzo che ne misuri, in qualche modo, il valore. Pertanto, la tradizionale prassi valutativa che si basa sui prezzi di mercato può presentare notevoli limiti nella valutazione di un danno che ha carattere prevalentemente pubblico.

Il manuale si prefigge vari obiettivi: i) fornire un background teorico utile alla comprensione del ruolo dei beni ambientali pubblici nella formazione del benessere sociale e dei rapporti fra il complesso delle attività economiche private e lo stato dell’ambiente; ii) fornire una definizione economica di danno ambientale; iii) illustrare sul piano teorico ed operativo i vari metodi concretamente utilizzabili nella valutazione del risarcimento del danno ambientale con particolare riferimento alla loro capacità di cogliere le componenti di volta in volta significative; iv) fornire una procedura operativa in grado di organizzare in modo rigoroso l’intero processo valutativo.

Le finalità del manuale sono, infatti, prettamente operative e, pur cercando sistematicamente di ricollegare i metodi di valutazione proposti ai principi dell’economia dei beni pubblici, mira a fornire indicazioni metodologiche utilizzabili nella pratica.

Il libro è organizzato in otto capitoli.

Il primo ed il secondo contengono una breve disamina del concetto di ‘ambiente’ e della sua natura economica, nonché delle modalità con cui esso si rapporta alle attività antropiche ed allo sviluppo economico. Vengono, inoltre, illustrati i principi teorici fondamentali per la misura monetaria del valore dei beni ambientali e delle relative variazioni nel loro stato. Il terzo capitolo è dedicato alla modellazione delle relazioni esistenti fra lo stato dell’ambiente ed il comportamento degli individui: produttori e consumatori. Tale disamina è utile per caratterizzare sul piano economico gli effetti del danno ambientale e, quindi, per individuare le più opportune metodologie di stima del risarcimento.

Il quarto capitolo è dedicato alla dettagliata descrizione dei metodi operativamente utilizzabili per la valutazione del risarcimento del danno ambientale. L’illustrazione è stata organizzata in funzione delle modalità con cui è possibile osservare le preferenze che gli individui esprimono nei confronti del bene ambientale danneggiato: i) preferenze imputate, ii) preferenze rivelate, iii) preferenze dichiarate. Una particolare attenzione è stata dedicata ai metodi fondati sulle preferenze im-

putate e rivelate che stimano, indirettamente, l'utilità perduta equiparandola almeno alla somma di denaro in grado di ripristinarla ed osservando gli adattamenti nella spesa degli individui o nei costi di produzione dei beni economici. Tali metodi, pur cogliendo solo valori d'uso, hanno il pregio di fornire stime robuste in quanto fondate su comportamenti reali e dati osservabili. Il quarto capitolo contiene anche la presentazione dei metodi fondati sulle preferenze dichiarate, che mirano alla stima diretta della quantità di moneta in grado di surrogare l'utilità perduta con il danno ambientale quando le componenti di valore passivo sono rilevanti e l'unico modo per cogliere il valore economico totale è l'intervista dei soggetti interessati dal danno stesso. Vengono, infine, illustrate le modalità con cui valutazioni eseguite in altri contesti possono essere utilizzate per la stima del risarcimento, mediante procedure di *benefit transfer*.

Il quinto capitolo affronta alcuni aspetti operativi della stima del risarcimento del danno come la reversibilità e la ripristinabilità e, conseguentemente, l'identificazione dei danni sotto il profilo temporale e spaziale (danni diretti e indiretti). Il capitolo, inoltre, approfondisce il problema dell'individuazione e aggregazione delle varie componenti del danno al fine di evitare doppi conteggi e la delicata scelta del tasso di sconto da utilizzare nell'attualizzazione dei valori futuri.

Il sesto capitolo illustra la procedura operativa per la valutazione del danno ambientale. Tale procedura, articolata per fasi, consente di organizzare razionalmente il processo valutativo dalle fasi iniziali di identificazione del danno, passando per la caratterizzazione sul piano tecnico e l'individuazione delle funzioni perdute, fino alla scelta dei metodi per la valutazione ed al calcolo del risarcimento. La procedura operativa proposta si avvale di un insieme di matrici con cui individuare dettagliatamente, pur in una cornice unitaria complessiva, tutte le dimensioni del danno ambientale (fisica, economica, temporale, settoriale), tracciare un quadro articolato dei suoi effetti e, in definitiva, fornire tutti gli elementi necessari alla valutazione economica del risarcimento.

Nel settimo capitolo viene approfondita sul piano tecnico la compilazione delle matrici con particolare riferimento alle risorse da considerare, le funzioni da caratterizzare e gli indicatori di volta in volta più adatti a rappresentare gli effetti del danno ambientale.

L'ottavo capitolo riporta alcuni esempi di valutazione del risarcimento del danno ambientale che chiariscono ed esemplificano la procedura proposta.

Infine, nelle appendici sono riportate: le matrici proposte per l'identificazione delle componenti del danno relative a ciascuna risorsa naturale (appendice 1); alcuni indicatori e funzioni pubbliche svolte da ciascuna risorsa naturale, intesa come risorsa in sé e come componente di un ecosistema (appendice 2) e, infine, una rassegna bibliografica commentata su alcuni casi significativi di valutazione ambientale reperibili in letteratura e nelle più importanti basi di dati disponibili in rete (appendice 3).

È necessario evidenziare che in data 29 aprile 2006 è entrato in vigore il Testo Unico Ambientale D.Lgs. 152/06 che ha modificato alcuni settori della legislazione in campo ambientale tra cui il danno ambientale, la bonifica dei siti inquinati e la tutela delle acque. Tali modifiche sono avvenute quando il presente lavoro era già stato completato. A questo proposito si segnala la necessità di verificare caso per caso eventuali variazioni intervenute sui riferimenti normativi citati nel testo.

1. L'AMBIENTE E IL SISTEMA ECONOMICO

La disamina delle procedure per la valutazione economica dei beni ambientali presuppone la definizione del concetto di ambiente e, soprattutto, l'approfondimento delle sue relazioni con il sistema economico. In questo paragrafo sono presentati i principi fondanti il rapporto tra economia e ambiente, con l'obiettivo di fornire al lettore una sintesi introduttiva a questo complesso e discusso argomento.

1.1 Il concetto di ambiente

È piuttosto difficile fornire una definizione chiara e univoca del concetto di ambiente a causa dei diversi approcci rintracciabili nella letteratura e nella normativa nazionale ed europea. Ad esempio, Denison (1979) definisce l'ambiente come l'insieme di tutti gli aspetti umani, politici e fisici di una società, mentre per Juster *et al.* (1981), l'ambiente assume una connotazione esclusivamente fisica e biologica.

Il 'Libro Verde' (Commissione delle Comunità Europee, 1993, p. 33) formula una definizione, peraltro adottata dal Consiglio di Europa, molto più ampia per cui 'l'ambiente comprende le risorse naturali abiotiche e biotiche, quali l'aria, l'acqua, il suolo, la fauna e la flora, l'interazione tra questi fattori, i beni che formano il patrimonio culturale e gli aspetti caratteristici del paesaggio'.

Ponendo maggiormente l'attenzione sulle interazioni con l'uomo, per l'Organizzazione Mondiale della Sanità 'l'ambiente è costituito da un insieme di processi e influenze fisiche, chimiche, biologiche e sociali che direttamente o indirettamente hanno un effetto significativo e distinguibile sulla salute e sul benessere dell'individuo o della comunità' (Molesti, 1988).

Presso la giurisprudenza italiana, una definizione di ambiente è rintracciabile nella sentenza della Corte Costituzionale n. 210 del 22.10.1987 in cui questo è configurato come 'un diritto fondamentale della persona ed interesse fondamentale della collettività' che comprende, unitariamente, 'la conservazione, la razionale gestione ed il miglioramento delle condizioni naturali (aria, acque, suolo e territorio in tutte le sue componenti), l'esistenza e la preservazione dei patrimoni genetici terrestri e marini, di tutte le specie animali e vegetali che in esso vivono allo stato naturale ed in definitiva la persona umana in tutte le sue estrinsecazioni'.

Il concetto di unitarietà dell'ambiente è stato subito dopo ribadito dalla sentenza della C.C. n. 641 del 30.12.1987 dove l'ambiente viene definito come 'un bene immateriale unitario, sebbene a varie componenti, ciascuna delle quali può anche costituire, isolatamente e separatamente, oggetto di cura e di tutela, pur essendo tutte, nell'insieme, riconducibili ad unità'.

Infine, è utile ricordare la definizione di ambiente deducibile dal combinato disposto dell'art. 5 D.P.C.M. 27.12.1988 (Norme tecniche per la redazione degli studi di impatto ambientale ai sensi dell'art. 6 della Legge 349/86) e dell'allegato 1 al citato D.P.C.M., che, al punto 2, prevede fra le 'componenti' ed i 'fattori ambientali' l'atmosfera, l'ambiente idrico, il suolo e sottosuolo, la flora, la fauna, gli ecosistemi, la salute pubblica, il rumore e le vibrazioni, le radiazioni ed il paesaggio.

Dalle definizioni sopra ricordate emerge chiaramente la tendenza a considerare l'ambiente in modo sempre più inclusivo e pervasivo la realtà, anche antropica.

Da tale tendenza ne consegue che le relazioni fra sistema economico e stato delle risorse ambientali diventano via via sempre più intime e mutualmente condizionanti.

1.2 Ambiente e sviluppo economico

L'emergere della questione ambientale nella seconda metà del secolo scorso ha messo in evidenza che le regole che hanno governato il sistema economico per secoli non hanno tenuto conto dello stato dell'ambiente.

Le origini dello studio dei rapporti tra economia e ambiente risalgono agli economisti classici che sottolineavano l'importanza del mercato nella crescita economica e nell'innovazione, ma erano piuttosto pessimisti sull'evoluzione del sistema economico perché prima o poi avrebbe condotto allo 'stato stazionario' di mera sussistenza. Economisti come Malthus, Ricardo e Marx, infatti, avevano prefigurato nella scarsità delle risorse naturali ambientali un primo potenziale limite allo sviluppo dell'attività economica, sottovalutando gli effetti positivi che il progresso tecnico avrebbe portato in seguito.

In particolare, Malthus (1798) poneva l'accento sul concetto di scarsità assoluta che si sarebbe determinata a seguito di uno sviluppo demografico superiore rispetto alla crescita dei mezzi di sussistenza. Ricardo, attenuando i toni di Malthus, introduceva il concetto di scarsità relativa in cui i limiti alla crescita economica venivano imposti dall'impiego di risorse (terra, giacimenti minerari) di qualità inferiore: in seguito all'aumento della popolazione le risorse di qualità migliore si esauriscono e devono essere sostituite da quelle di qualità inferiore, i cui rendimenti sono relativamente più bassi.

Marx (1867) evidenziò il concetto di 'limiti sociali' in cui lo sviluppo economico sarebbe stato limitato da un crescente malcontento delle classi sociali meno abbienti. Il concetto di 'limiti sociali' venne ripreso un secolo più tardi quando vasti strati di popolazione iniziarono a manifestare una crescente insofferenza per le proprie condizioni di vita. Questo comportamento era sintomatico di una società, la cui qualità della vita dipendeva da un complesso di fattori, non solo economici, ma anche sociali e ambientali. Il concetto di 'limiti sociali' veniva così esteso anche alle motivazioni di carattere etico legate alle preoccupazioni sulla crescita economica e sugli impatti che questa poteva avere sull'ambiente naturale, sul benessere delle generazioni future, sul declino dei principi di moralità della società contemporanea (Turner *et al.*, 1994).

Nel diciannovesimo secolo l'economista Mill (1857) affermava il concetto di 'stato stazionario', in cui prevedeva che lo sviluppo economico sarebbe sfociato, prima o poi, in una situazione di relativa stabilità demografica ed economica (stock costante), ritenuta socialmente desiderabile, perché in grado di assicurare agli individui il tempo necessario per apprezzare gli aspetti spirituali, artistici ed educativi della vita¹.

¹ A differenza di altri economisti classici, Mill valutava lo stato stazionario in modo ottimistico: 'La mente non è soddisfatta soltanto dal tracciare leggi di movimento; non può infatti fare a meno di porsi l'altra domanda: a quale fine?... Quando il progresso tecnico giunge al termine, in quali condizioni ci si deve attendere che lasci il genere umano? Gli economisti devono sempre aver visto... che al termine del cosiddetto stato progressivo vi è lo stato stazionario' e ancora ' Non posso considerare lo stato stazionario del capitale e della ricchezza con palese avversione... Sono ritenuto a credere che, nel complesso, esso rappresenterebbe un considerevole miglioramento rispetto alle nostre condizioni attuali' (Mill, trad. it. 1983).

Nella seconda metà del 1800, si sviluppa il pensiero neoclassico e l'approccio marginalista in cui il prezzo è considerato come una misura della scarsità del bene. Secondo l'approccio neoclassico, le attività economiche sono governate da individui razionali ed il miglioramento del benessere collettivo viene realizzato dal perseguimento della soddisfazione dei desideri o preferenze individuali. Accanto a questi, gli umanisti consideravano i bisogni come interdipendenti a causa dell'evoluzione culturale. Essi, introducendo il concetto di razionalità estesa, dove l'interesse del singolo veniva ampliato a quello altruistico, sostenevano l'intervento dello stato perché l'unico in grado di promuovere una distribuzione più equa del reddito. L'esperienza della guerra mondiale e i gravi problemi della disoccupazione portarono alla formulazione della teoria economica keynesiana, in cui si auspicava l'intervento dello stato come strumento per stimolare l'economia. I primi anni del secondo dopoguerra e gli anni cinquanta furono caratterizzati da un'intensa fase di crescita economica in cui le continue innovazioni tecnologiche sembravano assicurare uno sviluppo senza limiti. In tutto questo periodo, dunque, passa in secondo piano l'analisi dei rapporti tra attività economiche e disponibilità di risorse naturali.

Negli anni sessanta, l'emergere di alcuni gravi problemi di inquinamento in aree urbane ed industriali e lo sfruttamento, spesso incontrollato, di alcune risorse naturali aumentarono la preoccupazione per i problemi ambientali, gettando più di un'ombra sulla visione fino ad allora ottimistica degli economisti e facendo nascere i primi movimenti ambientalisti, spesso critici nei confronti dei modelli di crescita economica in atto².

Nel frattempo, la teoria economica continuava a proporre un modello basato sulla crescita economica, ritenuta in grado di assicurare un miglioramento del tenore di vita. Questo modello di sviluppo confidava nel fatto che la riduzione degli stock di risorse naturali sarebbe stata compensata dall'innovazione tecnologica e dall'accresciuta sostituibilità tra capitale naturale e capitale prodotto dall'uomo (*man made*).

APPROFONDIMENTO 1:

Il capitale prodotto dall'uomo e il capitale naturale

Il *capitale naturale* è composto dalle risorse non rinnovabili (petrolio, carbone, minerali), cioè le risorse caratterizzate da un tasso di riproduzione nullo (ferro, rame, ecc.) oppure da un tasso di riproducibilità estremamente basso rispetto all'orizzonte temporale considerato (combustibili fossili) e dalle risorse rinnovabili (flora, fauna, ecc.) che si riproducono ad un tasso capace di modificare lo stock in modo apprezzabile nel breve periodo. A differenza del capitale prodotto dall'uomo, il capitale naturale possiede delle proprietà e peculiarità:

- a) l'irriproducibilità che impedisce la piena sostituzione con il capitale umano (es. l'estinzione di una specie, la distruzione di paesaggi o di aree paludose o di barriere coralline);
- b) la resistenza e resilienza degli ecosistemi. La resistenza è la capacità del si-

² Sintomatica fu la pubblicazione nel 1972 da parte del Club di Roma de 'I Limiti dello Sviluppo' (Meadows, 1972), in cui si affermava che la rapida crescita di alcune grandezze, come la popolazione e la produzione industriale, si sarebbe scontrata con ostacoli insormontabili, come la limitatezza delle risorse naturali, che avrebbero portato non solo ad un arresto dello sviluppo, ma anche ad una sua diminuzione.

stema di mantenere il suo equilibrio (composizione delle specie, biomassa e produttività) di fronte a perturbazioni di origine antropica (inquinamento) o naturale (alluvione, uragano, ecc.). La resilienza è la capacità di ritornare all'equilibrio iniziale a seguito di una modificazione indotta da una perturbazione. Il *capitale prodotto dall'uomo* si distingue in capitale umano (abilità, know-how, esperienza) e patrimonio costruito e accumulato dall'uomo come le costruzioni (abitazioni, palazzi, fabbriche), le infrastrutture (strade, ponti, autostrade, ecc.), i monumenti storici ed il patrimonio culturale. In questo particolare ambito, di solito, si concentra l'attenzione tra la sostituibilità tra il patrimonio costruito e capitale naturale.

Nello stesso periodo, iniziano a formarsi le prime correnti di pensiero ambientaliste, che si distinguevano per la posizione critica nei confronti della crescita economica tradizionale, della capacità dell'innovazione tecnologica di risolvere tutti i problemi dello sviluppo e per la grande attenzione rivolta alla conservazione dell'ambiente.

Nel contempo, tra numerosi studiosi delle discipline economiche emerge la consapevolezza dei limiti dell'analisi economica tradizionale nell'affrontare la complessità delle questioni di carattere ambientale. Emerge, quindi, la necessità di seguire un approccio interdisciplinare che coinvolga diverse aree scientifiche: dall'etica alla biologia, dall'ecologia all'ingegneria, comprese le scienze mediche e sanitarie, secondo un approccio sistemico³.

Questa posizione ha rappresentato un importante passo in avanti nell'approccio economico dei problemi ambientali, ed è coinciso, da un lato, con un parziale superamento della visione antropocentrica dell'ambiente (inteso come insieme di risorse naturali impiegabili nei processi di produzione) a favore del riconoscimento del suo valore intrinseco (Krutilla, 1967), dall'altro, con l'introduzione di questioni di tipo etico legate all'equità intergenerazionale. Questo nuovo approccio ha recuperato, ampliandolo, il pensiero degli economisti classici, riprendendone i concetti di 'limiti sociali' dello sviluppo e dello stato stazionario.

Pur nella diversità di approccio teorico, e talora ideologico, tra le diverse scuole di pensiero in materia di rapporti tra economia e ambiente sviluppatasi in questi ultimi anni sia tra gli studiosi di economia che nel mondo ambientalista⁴, si può ritenere che vi siano alcuni elementi fondanti che le accomunano come la presa di coscienza degli stretti rapporti esistenti tra sistema economico ed ambiente ed una visione più ampia del concetto di valore della risorsa ambientale.

L'inserimento della questione ambientale nel sistema economico deriva dal riconoscimento che tutte le attività, produttive e di consumo, interagiscono, direttamente o indirettamente, con le risorse ambientali e che tali interazioni sono circoscritte ad un sistema chiuso (Boulding, 1966). Una classica descrizione di queste relazioni è illustrata dal cosiddetto modello di bilancio dei materiali, dove il sistema economico tradizionale (produzione-consumo) viene allargato alla componente ambientale, ovvero alle sue relazioni da e verso l'ambiente (Figura 1.1) (Kneese *et al.*, 1970).

³ Secondo Knapp (1991), le relazioni tra l'economia e l'ambiente vanno studiate seguendo un approccio che permetta di considerare le interrelazioni dinamiche tra il sistema economico e l'intera rete di sistemi fisici e sociali.

⁴ Una trattazione di questo tema, che esula dalle finalità di questo lavoro, può essere trovata, ad esempio, in Pearce *et al.* 2000.

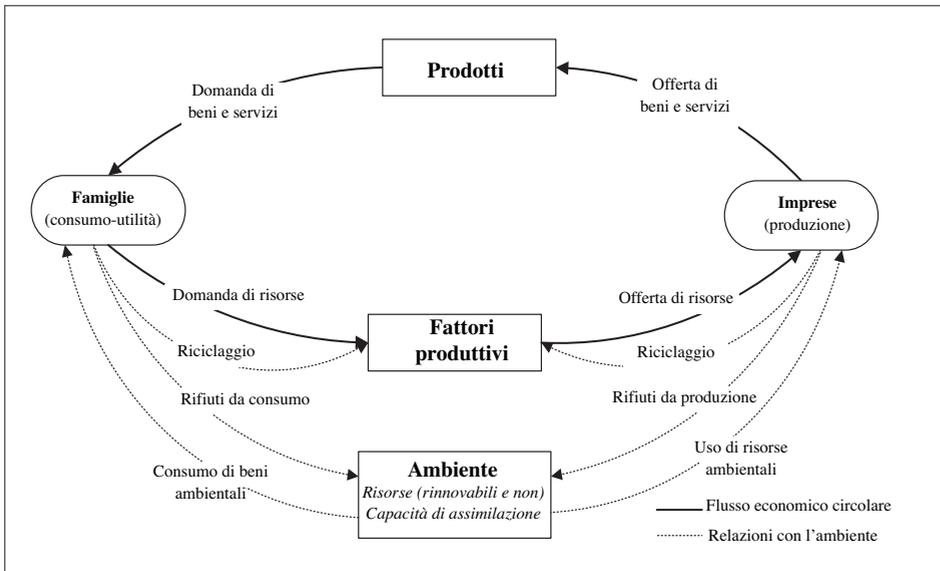


Figura 1.1 - Il bilancio dei materiali

Fonte: ripreso e modificato da Kneese et al., 1970.

In questo schema, la parte superiore descrive il flusso materiale (linee continue) dell'economia di mercato, controbilanciato da un flusso opposto di tipo monetario, legato al pagamento dei beni scambiati. Nella parte inferiore, vengono evidenziati i rapporti con l'ambiente, qui inteso come fonte diretta di benessere, come fattore di produzione e come assimilatore di rifiuti da produzione e/o consumo. Le linee tratteggiate rappresentano i flussi di materiali che, sfuggendo al controllo del sistema economico in senso stretto, vengono attinti e/o riversati liberamente da e nell'ambiente.

Il diagramma di flusso evidenzia che i processi di produzione e consumo non creano e non distruggono beni, ma si limitano ad una attività di trasformazione, ovvero aggiungono e sottraggono utilità (Georgescu-Roegen, 1971; Georgescu-Roegen, 1985). Quando l'interazione fra sistema economico in senso stretto e ambiente produce una diminuzione della capacità di questo ultimo di generare utilità per i consumatori e per le imprese, si verifica un inquinamento ambientale⁵.

1.3 Gli approcci allo sviluppo sostenibile

Il riconoscimento della forte interazione tra il sistema economico e l'ambiente implica che il modello di sviluppo tradizionale, basato sul mercato e sulla crescita quantitativa, non sia più in grado di assicurare nel lungo periodo il perseguimento di un livello crescente di qualità della vita. Allo sviluppo tradizionalmente inteso si è quindi affiancato un nuovo modello di *sviluppo*, definito *sostenibile*, che ricerca un equilibrio tra tasso di crescita economica e conservazione dell'ambien-

⁵ Da quanto riportato a proposito del bilancio dei materiali si evince che i fondamenti dell'economia ambientale sono saldamente ancorati ai principi della termodinamica, che impongono un limite all'efficienza, sia delle trasformazioni produttive e/o di consumo, sia delle attività di riciclaggio. Ciò significa che le modificazioni ambientali prodotte dalle attività di produzione e consumo non possono essere azzerate, ma solo attenuate.

te. Esso è stato definito come quello sviluppo che soddisfa le esigenze del presente senza compromettere la possibilità per le generazioni future di soddisfare i propri bisogni⁶.

In pratica, nello sviluppo sostenibile il raggiungimento del massimo livello di benessere viene vincolato al mantenimento nel tempo dei servizi e della qualità delle risorse naturali e, quindi, tiene conto non solo dell'aumento del reddito reale pro capite, ma anche di altri fattori che contribuiscono al benessere sociale.

A differenza del concetto di crescita economica che si riferisce esclusivamente ad un aumento del reddito reale, lo sviluppo sostenibile si valuta rispetto all'utilità, ossia il benessere, di ogni singolo individuo. Nella versione più rigorosa, viene inteso come quel livello di sviluppo che produce nel tempo un progressivo incremento di una serie di indicatori che, a vario titolo, misurano la qualità della vita. Infatti, pur esistendo punti di vista molto contrastanti sul significato di qualità della vita, vi è una convergenza di opinioni sull'importanza attribuita al capitale naturale, elemento irrinunciabile per la sopravvivenza dell'umanità. Questo ultimo si somma alla ricchezza prodotta dall'uomo per generare un capitale complessivo, la cui crescita assicura il benessere delle generazioni presenti e future (Solow, 1993). Perseguire lo sviluppo sostenibile, quindi, significa trasmettere alle generazioni future una dotazione di capitale capace di assicurare loro un livello di benessere non inferiore a quello attuale.

Su cosa ciò significhi in termini operativi, però, c'è una certa varietà di opinioni (Howarth, 1995). Tuttavia le diverse posizioni si possono dividere schematicamente in due scuole di pensiero (Victor, 1991). Alcuni ritengono che una società si sviluppi in maniera sostenibile se opera in modo da non ridurre il flusso complessivo di benessere derivante dalle varie forme di capitale, ammettendo implicitamente che il capitale naturale possa essere sostituito, almeno in qualche misura, dal capitale prodotto dall'uomo (una nozione debole di sostenibilità). Altri, al contrario, negando che questa sostituzione sia possibile, affermano che lo sviluppo è sostenibile solamente se lascia intatta la dotazione di capitale naturale (sostenibilità forte).

Ad ogni modo, la sostenibilità dello sviluppo rappresenta un obiettivo che assume una molteplicità di dimensioni, spesso sovra nazionali, e che coinvolge orizzonti intergenerazionali⁷.

Il perseguimento dello sviluppo sostenibile presuppone una politica capace di realizzarne i contenuti. Ovviamente i contenuti di tale politica variano a seconda del significato attribuito alla sostenibilità. A questo proposito si possono distinguere tre diversi approcci di politica ambientale: liberista, 'accomodante' ed ecologico (Tabella 1.1).

⁶ Questa definizione di sostenibilità è stata formulata dalla Commissione mondiale per l'Ambiente e lo Sviluppo, detta 'Commissione Brundtland' (*World Commission on the Environment and Development*, 1987).

⁷ Il concetto di sostenibilità è diventato ormai l'obiettivo di numerosi progetti di sviluppo in cui compare un nuovo strumento operativo, noto come sviluppo integrato. Esso, infatti, è definito come un processo dinamico, continuo e iterativo inteso a promuovere l'assetto sostenibile delle aree interessate dal progetto. Esso cerca, nel lungo periodo ed entro i limiti imposti dalle dinamiche naturali e dalla capacità recettiva delle aree in questione, di trovare un equilibrio tra i benefici connessi allo sviluppo economico, alla tutela, alla preservazione e al ripristino dell'ambiente; alla riduzione al minimo della perdita di vite umane e danni alle cose; all'accessibilità del pubblico e alla fruizione delle aree medesime. Lo sviluppo integrato fa riferimento al concetto di sostenibilità e al principio di integrazione, definito dall'art. 130 del Trattato di Maastricht.

Approccio liberista

I fondamenti di questo approccio sono contenuti nelle tesi elaborate da Coase (1960, pp. 1-15). Secondo questo Autore, la soluzione ai problemi ambientali si realizza mediante un processo di negoziazione tra le parti fino a raggiungere la soluzione ottima dal punto di vista sociale, a patto che ci sia una corretta definizione dei diritti di proprietà sulle risorse. Nell'economia ambientale questo approccio viene esteso a tutti gli individui, compreso l'operatore pubblico. Pertanto, in un sistema economico con diritti di proprietà ben definiti e trasferibili, i soggetti economici (individui, imprese, operatore pubblico) sono stimolati ad impiegare le risorse in modo efficiente. In pratica, l'applicabilità di tale approccio è fortemente limitata dagli elevati costi di transazione. Una possibilità di eliminare i costi di transazione è rappresentata dalla creazione di un unico organismo o 'superorganismo' che, includendo sia il danneggiato che il danneggiante, trasforma i costi di transazione in semplici decisioni amministrative. Ad esempio, la creazione dei parchi nazionali o l'acquisizione di zone di particolare interesse naturalistico da parte delle organizzazioni ambientaliste.

Tabella 1.1 - Approcci alla politica ambientale

| | Liberista | 'Accomodante' | Ecologico |
|--------------------------------|---|--|--|
| Obiettivo | Max Prodotto interno lordo (PIL) | Max PIL modificato (indicatori ambientali) | Stato stazionario |
| Presupposti economici | Mercati liberi e innovazione tecnologica assicurano una sostituibilità infinita che mitiga gli effetti della scarsità | Rifiuto della sostituibilità infinita, applicazione della regola del capitale costante | I limiti fisici e sociali impongono un sistema di vincoli macroambientali preventivi alla crescita economica |
| Implicazioni ambientali | Crescita economica e sfruttamento delle risorse | Conservazione e gestione sostenibile delle risorse | Conservazione delle risorse |
| Valore Economico Totale | Valore strumentale (uso) e antropocentrico | Valore strumentale della natura | Valore strumentale e valore intrinseco della natura |
| Sostenibilità | Sostenibilità? | Sostenibilità debole | Sostenibilità forte |
| Corrente etica | Pensiero etico tradizionale che sostiene i diritti e gli interessi individuali | L'etica è estesa alle questioni di equità inter e intragenerazionale (generazioni future e popolazioni povere) | Le riflessioni etiche sono estese agli interessi collettivi e la natura assume un valore intrinseco e assoluto |

Fonte: ripreso e modificato da Pearce e Turner, 1991.

Approccio 'accomodante'

Tale approccio, basato sulla fiducia degli strumenti del mercato, introduce degli adattamenti per la gestione della variabile ambientale. Esso si basa sull'impiego dell'analisi costi-benefici, in cui le valutazioni devono tener conto della incertezza e della irreversibilità delle attività economiche, e basarsi sull'adozione di standard ambientali. Questi ultimi, fissati sugli usi delle risorse in relazione al livello di qualità ambientale, si traducono in vincoli alle attività economiche e in una ricerca di tecnologie sempre efficienti.

L'approccio ecologista (Norgaard, 1984) sostiene che i sistemi economici ed ecologici interagiscono tra loro, condizionando sia l'ambiente sia la loro evoluzione. Tuttavia, i sistemi economici (l'uomo), a differenza di quelli ecologici, si evolvono occupando nicchie ecologiche sempre più ampie e, spesso, distruggendo in modo irreversibile l'ambiente circostante (crescente livello di sfruttamento, produzione di rifiuti, ecc.). Questo approccio sostiene l'idea di uno stato stazionario e respinge le posizioni liberista e 'accomodante', accogliendo l'ideologia degli interessi collettivi e del valore intrinseco della natura.

1.4 La valutazione del danno ambientale

La cornice generale tratteggiata nei paragrafi precedenti evidenzia, da un lato, la complessità del rapporto fra attività antropiche e ambiente, e dall'altro, la necessità di adottare opportune politiche per governare questo rapporto in modo 'sostenibile'. Fra gli strumenti di politica ambientale un ruolo non marginale è riservato alle norme che, stabilendo un regime di responsabilità ambientale (*polluter pays principle*), permettono alla collettività di essere risarcita in caso di danno all'ambiente. Dal punto di vista normativo la valutazione del risarcimento per danno all'ambiente in Italia trova fondamento e legittimazione dall'art. 18 della Legge n. 349/86 che, al primo comma, recita: 'qualunque fatto doloso o colposo in violazione di disposizioni di legge o di provvedimenti adottati in base a legge che comprometta l'ambiente, ad esso arrecando danno, alterandolo, deteriorandolo o distruggendolo in tutto o in parte, obbliga l'autore del fatto al risarcimento nei confronti dello Stato'.

La legge, inoltre, stabilisce che il giudice '... ove non sia possibile una precisa quantificazione del danno, ne determina l'ammontare in via equitativa, tenendo comunque conto della gravità della colpa individuale, del costo necessario per il ripristino, e del profitto conseguito dal trasgressore in conseguenza del suo comportamento lesivo dei beni ambientali' (comma 6) e che '...dispone, ove possibile il ripristino dello stato dei luoghi a spese del responsabile' (comma 8).

L'art. 18 disegna una domanda valutativa piuttosto articolata che spazia dalla valutazione della perdita di utilità pubblica prodotta dal danno ambientale, al costo di ripristino del bene danneggiato, al profitto indebitamente percepito. Si tratta di aspetti piuttosto diversi per natura economica la cui valutazione implica la predisposizione di adeguate procedure.

Dal punto di vista economico, la valutazione di un danno si esplica nella misura della variazione di utilità conseguente al peggioramento nello stato dell'ambiente. La misura della variazione di utilità per quanto riguarda i beni ambientali è particolarmente problematica in quanto i valori d'uso comunemente considerati sono inadeguati a rappresentare pienamente alcune caratteristiche proprie della risorsa ambientale come la pervasività, il ruolo ecosistemico, l'irriproducibilità, ecc.. In questa prospettiva, è chiaro che la valutazione economica tradizionale può rappresentare una sottostima del 'valore' complessivo dell'ambiente.

Gli effetti sull'ambiente di un evento avverso possono dunque essere esaminati sotto profili diversi (Howe, 1990), tra loro complementari:

1) *profilo scientifico*, al fine di individuare l'alterazione dei sistemi fisici, biologici, ecc., cioè per osservare il *danno fisico*;

- 2) *profilo antropocentrico*, al fine di misurare il *valore economico* dei beni ambientali che interessano l'*homo oeconomicus*;
- 3) *profilo politico e sociale*, che valuta le modificazioni del *sistema sociale* e tiene conto anche dei bisogni delle generazioni future.

Ciò premesso, la valutazione del *danno ambientale*, inteso come un *peggioramento del flusso di benessere proveniente da un bene a fruizione collettiva*, deve tendere all'individuazione dell'equivalente monetario della contrazione di benessere sofferta dai fruitori (in senso lato, presenti e futuri) del bene danneggiato, ovvero di quella somma che permette di acquisire beni in grado di fornire un flusso di utilità equivalente a quello perduto.

Sul piano teorico, questo principio è facilmente condivisibile ed offre un utile fondamento alle metodologie operative di valutazione adottabili in sede di quantificazione del risarcimento del danno, senza, ovviamente, condizionare le scelte in merito agli interventi da finanziare con la somma risarcita.

Rimangono tuttavia notevoli problemi in sede applicativa dovuti al fatto che, da un lato, l'ambiente è un concetto fortemente unitario, come peraltro ribadito dalla succitata sentenza della C.C. n. 641/87, ma costituito da svariate componenti e che spesso producono utilità multiple. Quindi, la valutazione del danno deve prendere in considerazione diverse componenti, molte delle quali sfuggono al mercato e, dunque, non hanno un prezzo.

Come richiamato, una possibile scomposizione dell'ambiente in componenti è rintracciabile nel D.P.C.M. 27.12.1988. Tale scomposizione è funzionale agli obiettivi della valutazione di impatto di progetti ed, in questa sede, è stata opportunamente adattata alle esigenze della valutazione del danno ambientale.

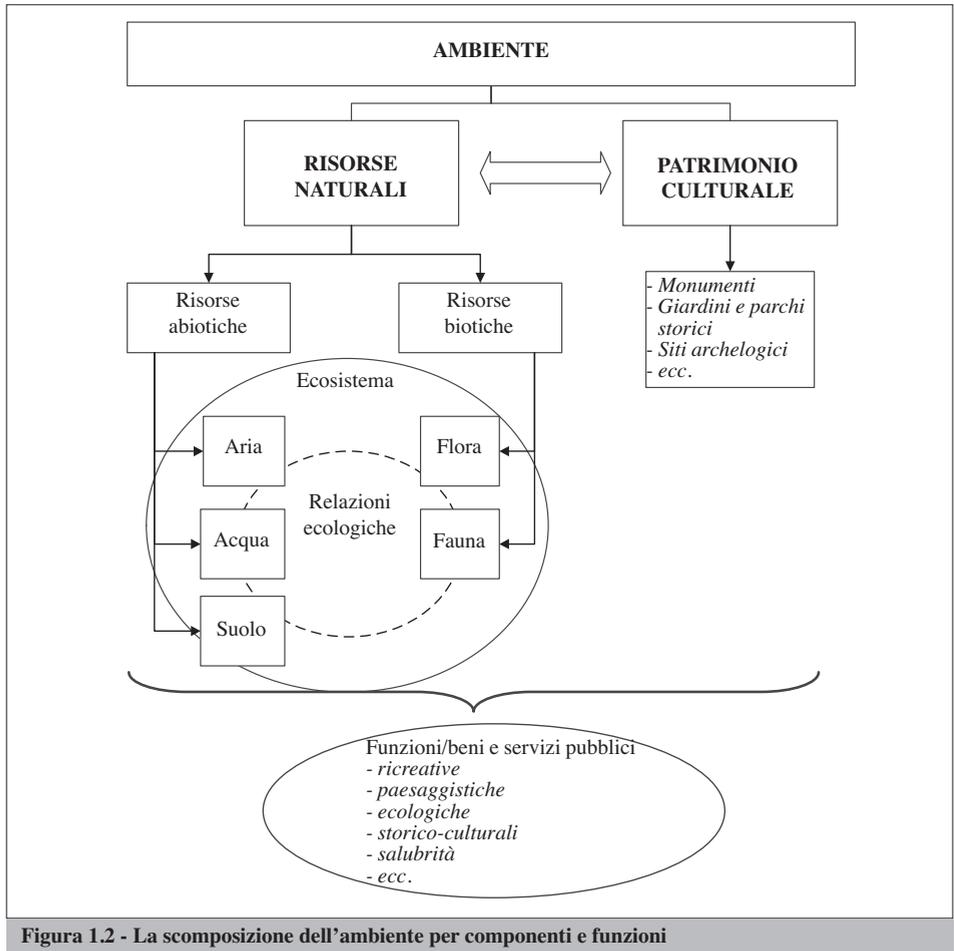
Nella Figura 1.2 è riportata la scomposizione dell'ambiente che è stata adottata nel presente lavoro. Dal suo esame si evince che, data la stretta interconnessione esistente tra l'ambiente naturale ed il capitale costruito dall'uomo, soprattutto quello con valenza storica, culturale e paesaggistica, è apparso ragionevole considerare come inscindibili questi due elementi anche in sede di valutazione del danno. Questo peraltro è ampiamente ribadito anche dalla normativa richiamata nel primo paragrafo. Le risorse naturali considerate ai fini della scomposizione dell'ambiente così inteso sono sia di tipo abiotico (aria, acqua, suolo) sia biotico (flora e fauna). Naturalmente, come sarà meglio chiarito nel capitolo 6, tale scomposizione non trascura le complesse interazioni di tipo ecosistemico tra le risorse. Tale classificazione è peraltro coerente con la disamina delle varie forme di danno ambientale contenuta nella direttiva 2004/35/CE sulla responsabilità in materia di prevenzione e riparazione del danno ambientale, dove esso è riconducibile essenzialmente alle componenti elementari (acqua, terreno, specie vegetali ed animali protette) e complesse (habitat naturali protetti)⁸.

Tale scomposizione permette di associare a ciascuna risorsa, intesa sia come risorsa in sé (ad es. acqua) che come componente costitutiva di un ecosistema specifico (es. ecosistema fluviale), le funzioni che possono essere interessate dal danno. Sarà proprio la compromissione di tali funzioni che provocherà una diminuzione di benessere per gli individui e che sarà oggetto di valutazione ai fini del risarcimento.

⁸ La direttiva 2004/35/CE non menziona la salubrità ed il patrimonio culturale che, comunque, saranno presi in considerazione in questa sede in quanto componenti dell'ambiente che possono rientrare nella nozione di danno ambientale.

L'approccio adottato in questo lavoro si caratterizza per la capacità di individuare dettagliatamente, pur in una cornice unitaria complessiva, tutte le dimensioni del danno ambientale (fisica, economica, temporale, settoriale), in modo da fornire un quadro sufficientemente articolato dei suoi effetti e, in definitiva, di tutti gli elementi necessari alla valutazione economica.

La procedura operativa si articola in varie fasi, ordinate cronologicamente. La prima analizza gli eventi che conducono all'accertamento del danno e le azioni di



primo intervento e messa in sicurezza del sito colpito. Successivamente, si intraprende la valutazione preliminare del danno con l'individuazione e la quantificazione delle risorse direttamente e indirettamente danneggiate e degli ecosistemi colpiti. Tale fase si concretizza nella raccolta ed elaborazione dei parametri chimici, fisici e biologici, al fine di stabilire l'entità del danno e la sua distribuzione spaziale e temporale.

Successivamente, dalla descrizione del danno sotto il profilo fisico, chimico e biologico è possibile individuare le funzioni ed i servizi perduti o compromessi ed il relativo andamento nel tempo. Tale disamina costituisce il fondamento della scelta dei metodi di valutazione più adatti a misurare monetariamente l'entità del danno.

Nell'ambito della procedura sopra descritta particolare attenzione meritano le fasi relative all'identificazione e descrizione delle risorse e dei servizi pubblici colpiti ed alla scelta dei metodi di valutazione. Al riguardo è stata messa a punto una procedura che si avvale di un insieme di matrici che mettono in relazione lo stato degli indicatori chimici, fisici e biologici che descrivono il danno e la sua estensione e le utilità (funzioni) pubbliche perse o compromesse.

In questo modo è possibile associare a ciascuna risorsa colpita degli indicatori capaci di descriverne lo stato e individuare le varie funzioni o servizi compromessi.

I servizi da considerare nella valutazione del danno ambientale devono essere selezionati sulla base del valore attribuito dalla collettività. Da un lato, servizi come le funzioni di domanda o di produzione sono generalmente associati a valori d'uso a causa dello stretto legame che esiste tra il danno e le attività antropiche sulle quali lo stesso ha avuto un effetto negativo. Dall'altro lato, servizi come la conservazione della biodiversità sono generalmente associate a valori passivi. Infine, servizi ecologici quali le interazioni ecologiche tra risorse biotiche e abiotiche, a cui sono generalmente associati valori d'uso indiretto (Pearce e Moran, 1994; Brock e Xepapadeas, 2002; Gios e Notaro, 2001) o intrinseci (Perman *et al.*, 2003). Ai fini di questo lavoro, la valutazione del danno ambientale è riferita ai soli servizi pubblici forniti dalle risorse ambientali.

Dopo aver individuato e descritto adeguatamente le risorse colpite ed i servizi compromessi, devono essere scelti gli appropriati metodi di valutazione monetaria. Al riguardo è stata proposta una matrice che supporta, in funzione del servizio compromesso e delle azioni concretamente implementate o implementabili per contenere il danno, la scelta del metodo di valutazione più adatto.

Nella descrizione generale dei metodi di valutazione (capitolo 4) si è fatto implicitamente riferimento alla valutazione del danno alle risorse naturali. Per questo motivo, sono stati approfonditi in un apposito paragrafo (4.6) gli adattamenti necessari per la valutazione della salubrità per l'uomo, intesa in termini di rischio per la salute. Inoltre, nel paragrafo 6.4 sono presentati alcuni approfondimenti sulle modalità con cui la procedura proposta può essere applicata alla valutazione delle funzioni culturali e storiche esplicitate, in particolare, dal patrimonio storico-architettonico.

Infine, dopo aver scelto un opportuno saggio di sconto, è possibile determinare il risarcimento per il danno ambientale, aggregando il valore scontato di ogni funzione compromessa. A questo proposito è stato proposto uno schema semplificato che permette di scegliere, in funzione del profilo temporale del danno, il saggio più opportuno.

2. BENI AMBIENTALI E BENESSERE SOCIALE

2.1 I beni pubblici

In premessa è necessario soffermarsi sulle caratteristiche economiche dei beni ambientali e sulle ragioni per cui il problema della loro valutazione è ancora tanto discusso.

La particolarità dei beni ambientali si sostanzia nella natura prevalentemente pubblica delle utilità prodotte, ovvero, nel fatto che la loro fruizione avviene in modo libero e gratuito, senza dover passare per il mercato. Infatti, i benefici prodotti da un fiume, da un parco, da un centro storico sono, spesso, goduti liberamente e, nella maggior parte dei casi, non esiste un corrispondente monetario espresso dal mercato (prezzo) che, preteso in cambio, in qualche modo ne misuri il valore. Ciò avviene, da un lato per le particolari modalità di fruizione del bene, dall'altro, per il fatto che le ragioni dell'apprezzamento sociale dei beni ambientali spesso travalicano il valore legato alla loro fruizione diretta, ed interessano significanze più ampie; queste ultime, per loro natura, non possono trovare nel mercato un'adeguata istituzione regolatrice.

Un bene, quindi, è definito pubblico in ragione della natura pubblica (libera e gratuita) della sua fruizione, non già perché è prodotto dal settore pubblico, come sarà meglio chiarito nel seguito.

Ad esempio, una foresta è assimilabile ad un bene pubblico non solo per i benefici sull'economia locale attribuiti alle funzioni di controllo idrogeologico, di erosione del suolo o di assimilazione dei nutrienti, ma anche per i benefici in termini di biodiversità, di ecosistema, di fissazione del carbonio, che vanno a vantaggio di comunità più ampie di quelle che vivono in sua prossimità. Analogamente, una zona umida si configura come un bene pubblico per i benefici sulla comunità locale associati al controllo idrologico (laminazione delle piene, raccolta delle precipitazioni, ecc.), alla depurazione delle acque, ma anche per la produzione di benefici collettivi (biodiversità, habitat naturale, fissazione del carbonio, ecc.). In linea generale, tutti gli ecosistemi assumono i connotati di beni pubblici se si considera la loro intrinseca capacità di produrre benefici per la collettività.

Per quanto riguarda le modalità di fruizione e, quindi, per cogliere le ragioni dell'assenza di un mercato per i beni ambientali, è utile fare riferimento al concetto di *non-rivalità* e di *non-escludibilità* nell'uso.

Il concetto di rivalità si fonda essenzialmente sugli effetti 'fisici' dell'uso del bene. Vi sono beni la cui fruizione comporta una distruzione totale o parziale: ad esempio, il carburante si distrugge totalmente con l'uso, il lubrificante, invece, si logora gradualmente (beni rivali). Al contrario, vi sono beni la cui fruizione, entro certi limiti, non ne compromette la consistenza, come certe aree naturali, i beni storico-architettonici e le opere d'arte in genere (beni non-rivali). Dunque, in generale, si può affermare che la fruizione dei beni non-rivali da parte di un individuo è compatibile con quella di molti altri soggetti. In altre parole, la stessa unità di bene può essere goduta da più consumatori contemporaneamente, senza che ciò comporti, entro certi limiti, la riduzione della soddisfazione percepita da ciascun fruitore.

L'aria pulita in spazi aperti è un classico esempio di bene non-rivale. Essa, infatti, è disponibile in quantità tali che l'aggiungersi di un nuovo fruitore non diminuisce l'utilità degli altri. Per contro, in ambienti completamente chiusi, limitati

e inquinati, l'aria potrebbe diventare un bene rivale. Allo stesso modo, un parco, un museo, un centro storico rappresentano dei beni non-rivali finché il numero dei fruitori è inferiore al limite della congestione¹.

La fruizione di un bene rivale da parte di un soggetto è, invece, incompatibile con quella di altri. In altre parole, essa compete con il consumo da parte di altri individui (Brosio, 2003). Se si fornisce un'unità del bene ad un consumatore, tale unità non è più disponibile per potenziali altri. La quantità totale di bene consumato è, quindi, proporzionale al numero dei consumatori.

APPROFONDIMENTO 2:

Il concetto di rivalità nel consumo

Formalmente, se Q è la quantità consumata di un bene o servizio e Q_1, Q_2, \dots, Q_n sono le quantità consumate dai singoli individui, allora:

– la fruizione è *non-rivale* quando:

$$Q = Q_1 = Q_2 = \dots = Q_n \quad [1]$$

– la fruizione assume caratteristiche di *rivalità* quando:

$$Q = Q_1 + Q_2 + \dots + Q_n \quad [2]$$

La rivalità nel consumo ha importanti implicazioni anche nel valore economico dei beni. Infatti, un bene rivale, che si distrugge con l'uso, può essere venduto una volta soltanto. Quindi il suo valore sarà determinato dal prodotto fra il prezzo unitario e la quantità totale di bene scambiato ($V = P \cdot Q$).

Al contrario, un bene non-rivale può essere fruito un numero teoricamente illimitato di volte. Quindi, il suo valore sarà dato dalla somma dei valori V_i attribuiti dai singoli fruitori del bene:

$$V = \sum_i V_i \quad [3]$$

Il concetto di escludibilità esprime il diritto all'uso esclusivo del/i detentore/i del bene e/o le sue/loro effettive possibilità di farlo rispettare.

Ad esempio, l'acquisto di una mela da parte di un individuo comporta il trasferimento del diritto di proprietà dal venditore all'acquirente e l'esclusione da tale diritto di tutti gli altri potenziali consumatori. Analogamente, l'ospite che alloggia in un hotel paga un prezzo e riceve una stanza, la cui fruizione è esclusiva in ragione di un diritto che esclude tutti gli altri potenziali fruitori. Viceversa, è praticamente impossibile escludere selettivamente solo alcuni podisti dalla fruizione di un percorso di jogging situato in un parco comunale.

I detentori di beni a consumo non-escludibile non possono selezionare, o non ne sono in grado, i fruitori dei benefici generati da tali beni. Tale impossibilità dipende da fattori di natura tecnica, economica, civile-istituzionale ed etica. Nel primo

¹ La congestione si riferisce alla relazione esistente tra il numero di fruitori e il costo di utilizzazione. Infatti, alcuni beni si caratterizzano da una non-rivalità nel consumo finché il numero di utilizzatori è limitato. Rientrano in questa categoria beni come strade, ponti, linee di comunicazione, ecc., i cui costi di utilizzazione diventano elevati quando viene superata la soglia della congestione, mentre sono generalmente più contenuti al di sotto di tale limite.

caso, l'esclusione è inattuabile per ragioni puramente tecniche: si pensi, ad esempio, al consumo di aria pura. Nel secondo caso, l'esclusione è tecnicamente realizzabile, ma non è economicamente conveniente. Nell'ultimo, è socialmente inaccettabile, come i benefici derivanti dal sistema di difesa nazionale, dal servizio di ordine pubblico, dal sistema giudiziario o dall'accesso a parchi urbani pubblici cittadini ed a luoghi di culto (Signorello, 1986).

L'esclusione è legata, quindi, alla struttura istituzionale del sistema sociale ed alla possibilità concreta di far rispettare i diritti di proprietà. L'efficacia dell'esclusione dipende dalla tecnologia disponibile e dal beneficio conseguibile con l'applicazione di tale tecnologia.

L'uso dei suoli, per esempio, è diventato privato mediante l'istituzione di un sistema di diritti di proprietà garantiti o garantibili dallo Stato. Nel caso della pesca, invece, le difficoltà tecniche di garantire l'esclusione ostacolano la definizione di credibili diritti di proprietà sulle risorse ittiche.

Rivalità ed escludibilità hanno anche importanti implicazioni dal lato dell'offerta. Infatti, la non-rivalità nel consumo implica che il costo per la fornitura del bene o del servizio collettivo sia indipendente dal numero di consumatori: il costo dovuto ad ogni fruitore addizionale (costo marginale) è nullo e, quindi, è sufficiente che il bene sia presente perché la sua domanda possa essere soddisfatta.

Ad esempio, la domanda di verde pubblico può essere pienamente soddisfatta con la produzione una tantum di un parco e la sua manutenzione ordinaria. La sua fruizione ricreativa, infatti, al di sotto dei limiti di congestione, è non-rivale.

Al contrario, la domanda di un bene rivale può essere soddisfatta solo con un processo produttivo continuo, che riproduca le unità di bene distrutte via via con il consumo. Ad esempio, il carburante consumato da un'automobile potrà essere rimpiazzato solo da un nuovo processo di estrazione e raffinazione di petrolio.

La non-escludibilità, invece, pone gravi problemi al produttore per l'impossibilità di imporre un prezzo a coloro che traggono dei benefici da quel bene. Infatti, se il consumatore può usufruire liberamente del bene, egli non avrà alcun interesse a pagare un prezzo, che il produttore, d'altra parte, non potrà pretendere. Ne consegue che, non formandosi un prezzo, non ci sarà mercato del bene e, quindi, non vi sarà convenienza alla sua produzione da parte di un privato.

La non-escludibilità nel consumo fa sì che i beni pubblici si differenzino da quelli privati anche per alcune caratteristiche della domanda. Un individuo che desideri un bene privato è obbligato, infatti, a dichiararlo apertamente. Deve cioè rivelare la propria domanda.

Per un bene pubblico, invece, 'è troppo forte la tentazione di ciascuno di nascondere la propria domanda aspettando che altri chiedano e paghino il bene o servizio di cui il non pagante usufruirà comunque' (Brosio, 2003; Barde e Pearce, 1993). Dal momento che tutti si comportano in questo modo, ovvero come dei *free rider* (o passeggeri non paganti), il bene non verrà mai prodotto. Nessuno, infatti, è disposto a sopportarne il costo, anche se tutti valutano positivamente il bene e sono, quindi, desiderosi di averlo.

Il comportamento del *free rider* è riconducibile al ben noto Dilemma del prigioniero², in cui l'assenza di cooperazione tra le parti non assicura il raggiungimen-

² Il dilemma del prigioniero, discusso per la prima volta da Tucker negli anni quaranta, è un caso particolare di teoria dei giochi. Il termine 'prigioniero' deriva dall'esemplificazione utilizzata nella prima formulazione in cui la partita veniva giocata tra due individui che, sospettati di aver commesso un crimine, rischiavano di essere condannati ad una pena carceraria variabile da pochi mesi a qualche anno, in relazione alla confessione o meno di uno o di entrambi gli imputati.

to della soluzione ottimale. A titolo esemplificativo di questo fenomeno, si ipotizzi che due pescatori, A e B, debbano decidere se concorrere o meno alla spesa per il ripopolamento di un'area di pesca. Ogni pescatore ha due alternative: pagare per il ripopolamento, oppure non pagare.

La Figura 2.1 rappresenta la matrice dei pagamenti (*pay-off*) di A e B, ovvero la distribuzione dei vantaggi derivanti dalla pesca, in tutte le situazioni possibili a seconda della decisione di ciascun pescatore. Se entrambi pagano e rispettano gli accordi (quadrante I), allora ciascuno ottiene un profitto pari a 30 unità monetarie, e si realizza un profitto complessivo di 60. Se nessuno dei due pescatori paga, il danno provocato alla risorsa ittica è tale da ridurre il profitto a 15 unità per ciascuno (quadrante IV). Se solo uno dei due pescatori paga, chi si astiene dal farlo otterrà un vantaggio di 40 e l'altro di 10 unità. Questo, perché colui che non paga otterrà un forte vantaggio nel breve periodo anche se, nel lungo, dovrà registrare una riduzione del pescato; per contro, l'altro subirà il duplice svantaggio di pescare poco pesce e di sostenere il costo per il ripopolamento.

La situazione socialmente ottima si consegue quando entrambi i pescatori decidono di pagare e di rispettare i patti (quadrante I) poiché solo in questo caso riceveranno un profitto di 30 ciascuno. Tuttavia, se uno dei due opta per pagare, l'altro avrà un forte incentivo a non rispettare i patti, al fine di realizzare un profitto pari a 40. Infatti, se confrontiamo le due strategie per A e per B, possiamo osservare che 40 è maggiore di 30 e che 15 è maggiore di 10.

| | | | |
|---|-----------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|
| | | A | |
| | | Con Licenza (bassa intensità) | Senza Licenza (alta intensità) |
| B | Con Licenza (bassa intensità) | I 30 / 30 | II 40 / 10 |
| | Senza Licenza (alta intensità) | III 10 / 40 | IV 15 / 15 |

Figura 2.1 - Il dilemma del prigioniero
Fonte: ripreso e modificato da Brosio, 2003

Ogni pescatore avrà, quindi, l'incentivo a non pagare, poiché tale strategia produce, per ogni individuo, i migliori risultati, qualunque cosa faccia l'altro. Il non pagare è quindi la strategia dominante, che assicura ad ogni pescatore il migliore vantaggio, indipendentemente dalla strategia adottata dall'altro. La ragione di questo risultato sta nella non-escludibilità della risorsa ittica: nessuno ha la capacità di condizionare il comportamento di altri soggetti. Se, invece, si assume l'escludibilità della risorsa e di attribuirne la proprietà al pescatore A, egli avrà interesse a pagare il ripopolamento, assicurandosi così il vantaggio massimo di 60.

In conclusione, nessun individuo vorrà intraprendere, su base privata, la produzione di beni a fruizione pubblica, data l'impossibilità di ricavarne un vantaggio economico. La produzione di tali beni sarà quindi appannaggio del settore pubblico, che ne ripartirà il costo, ad esempio, mediante lo strumento fiscale.

Vi sono beni per i quali si verificano solo parzialmente i requisiti di escludibilità e di rivalità nel consumo e perciò essi non sono riconducibili alle categorie dei beni pubblici e dei beni privati puri. Questi beni sono detti *beni misti*. 'Il tipico bene misto è un bene che presenta una componente privata, nel senso che per una parte dei suoi servizi c'è rivalità ed escludibilità nel consumo, e una componente pubblica, nel senso che altri servizi che esso reca sono fruibili collettivamente' (Merlo e Muraro, 1988).

Beni di questo tipo, caratterizzati dalla combinazione di aspetti pubblici e privati, vengono prodotti sia da privati, con fini di lucro, sia dal settore pubblico o da club (enti, associazioni) con finalità diverse (Brosio, 2003)³.

Il servizio di vaccinazione obbligatoria è un esempio di bene misto, in cui la componente privata è rappresentata dalla dose di vaccino che assicura al soggetto l'immunità alle malattie, mentre la componente pubblica consiste nella riduzione del rischio di epidemie.

La conservazione di zone umide in aziende faunistico-venatorie ha una componente privata, connessa all'incremento della selvaggina cacciabile a pagamento ed una componente pubblica, rappresentata da una riduzione del rischio di alluvioni, da un aumento della biodiversità, dalla fissazione del carbonio, ecc.

Per quanto riguarda l'offerta, una vasta categoria beni misti vengono attualmente prodotti dallo Stato, per motivi di natura politica e sociale.

APPROFONDIMENTO 3: I beni in proprietà comune

I problemi riguardanti i beni pubblici si presentano frequentemente anche nel caso dei beni in proprietà comune (es. un pascolo in comune tra più allevatori, un centro storico, ecc.)⁴. Questi beni si caratterizzano per una sostanziale assenza di escludibilità dal consumo, ovvero dall'impossibilità, tecnica o economica, di impedire agli aventi diritto la fruizione di tali beni. All'aumentare del numero dei consumatori la non-escludibilità si traduce in un conflitto tra le azioni personali ed il soddisfacimento delle preferenze individuali: i consumatori, nella ricerca del proprio interesse, interferiscono a tal punto che, collettivamente, potrebbero stare meglio solo se il loro comportamento venisse vincolato; ma nessuno, individualmente, ha interesse ad auto-vincolarsi (Hardin, 1968).

³ I beni di club sono beni o servizi non-rivali, ma escludibili, prodotti da enti o associazioni private. Ad esempio, una piscina, una palestra, un campo di golf, uno stadio, una biblioteca, ecc. potrebbero essere forniti sia dal pubblico sia dal privato. In questo ultimo caso, la fornitura, e quindi la fruizione del servizio, avviene mediante la partecipazione ad un club che limita il numero di fruitori per garantire un servizio qualitativamente migliore. Un altro caso che giustifica l'intervento pubblico è quello dei beni meritori, o ad 'offerta coatta' (Musgrave, 1982). Questi beni sono offerti alla collettività indipendentemente dalla domanda, perché ritenuti capaci di offrire delle utilità, nel presente o in futuro, in termini di accrescimento del patrimonio culturale ed ambientale della collettività. È questo il caso di attività culturali finanziate dallo stato o da gruppi di 'mecenati'.

⁴ Il termine di 'beni in proprietà comune' riguarda quei beni la cui proprietà afferisce esclusivamente ad un gruppo di individui o ad una comunità mentre il termine di 'libero accesso' implica una non perfetta definizione dei diritti di proprietà su tali beni nel senso che la proprietà è di tutti e di nessuno.

A questo proposito, è utile distinguere tra beni in proprietà comune o *res communis* e beni a libero accesso o *res nullius*.

Nei primi, la proprietà, attribuita ad un gruppo di individui, si caratterizza da regole di accesso che, in genere, sono esclusive, esecutorie e, in un certo modo, anche trasferibili, per limitare lo sfruttamento delle risorse.

Nei secondi, non esistono regole di accesso, a causa delle difficoltà o dell'impossibilità di esclusione tecnica o di proibitivi costi di transazione. In tal caso, le ragioni del libero accesso risiedono nella natura della risorsa e non nel numero dei possibili fruitori.

Il problema della gestione dei beni in proprietà comune è stato affrontato da numerosi studiosi (Gordon, 1954) con riferimento a risorse naturali come la pesca, i pascoli, i boschi, ecc.. Da un punto di vista economico, ogni soggetto si comporta senza tenere conto degli altri, ovvero spingendo il consumo fino ad uguagliare il costo marginale alla produttività media e non a quella marginale. Questi comportamenti inducono un eccessivo sfruttamento della risorsa.

La soluzione ottimale potrebbe essere assicurata da comportamenti cooperativi tra coloro che gestiscono la risorsa⁵, oppure attribuendo la proprietà ad un solo individuo.

Nel primo caso, la stabilità del risultato finale potrebbe, nel lungo periodo, essere minata dalla non-escludibilità della risorsa, dal momento che nessuno ha la capacità e tanto meno il diritto, di inibire il comportamento di altri soggetti. Nel secondo caso, vengono stabiliti dei diritti di proprietà che aumentano i benefici della comunità, ma la distribuzione dei medesimi potrebbe diventare più iniqua.

In sintesi, in base all'escludibilità ed alla rivalità nel consumo i beni economici possono essere classificati in vario modo, rispetto sia al titolo di proprietà, sia ai soggetti deputati alla loro tutela e/o produzione.

Lo schema riportato in Figura 2.2 consente di distinguere tra: i) beni pubblici puri, ii) beni tariffabili, iii) beni comuni, iv) beni privati, quali casi estremi di beni collocabili su una scala di progressiva di crescente escludibilità e, simultaneamente, crescente rivalità.

Tale classificazione è molto utile per eseguire un primo screening per individuare, da un lato, il tipo di fruizione, dall'altro il soggetto detentore del bene. In altre parole, consente di formulare un primo giudizio sui soggetti danneggiati.

2.2 Le esternalità

Spesso i beni pubblici (o collettivi) non sono configurabili come entità autonome, ma come effetti connessi con il consumo o con la produzione di altri beni. In questo caso essi assumono la connotazione di esternalità.

Le esternalità si definiscono come gli effetti, vantaggiosi o svantaggiosi, '...provocati sull'attività di produzione e/o di consumo di un individuo dall'attività di produzione o di consumo di un altro individuo, che non si riflettono nei prezzi pa-

⁵ Modelli che incorporano strategie cooperative tra individui, basate, ad esempio, su sistemi di assicurazione per la gestione del rischio, hanno dimostrato come non sia necessariamente dominante la soluzione estrema di attribuzione piena dei diritti di proprietà ad un individuo (Sen, 1967; Runge, 1981 e 1986; Graff Zivin e Small, 2003).

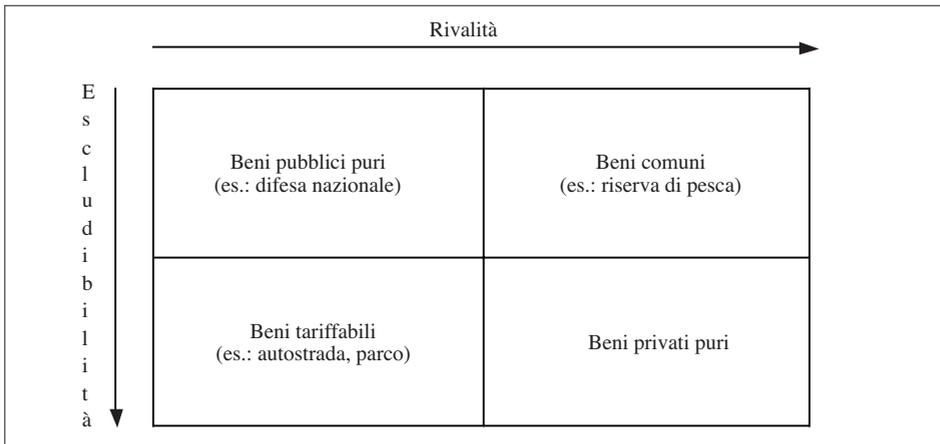


Figura 2.2 - La classificazione dei beni economici rispetto alla rivalità e all'escludibilità
 Fonte: ripresa e modificata da Bosi, 1996.

gati o ricevuti' (Brosio, 2003).

In altre parole, si parla di esternalità quando gli effetti della produzione o del consumo di un individuo influenzano anche la produzione o il consumo di altri soggetti senza pagare (o ricevere) una compensazione almeno uguale, in valore, al costo (o beneficio) arrecato agli altri (Buchanan e Stubblebine, 1962).

La presenza di un'esternalità rende inefficiente il meccanismo di mercato, nel senso che le scelte degli individui sono effettuate sulla base di prezzi e di costi che non riflettono il valore effettivo dei beni prodotti e consumati.

2.2.1 Esternalità e inefficienza del mercato

Un importante contributo allo studio delle esternalità si deve a Pigou (1920), che per primo formalizzò la distinzione tra costi privati e costi sociali (Pigou, trad. it., 1948).

Chi esercita un'attività di consumo o di produzione compie le proprie scelte sulla base dei costi che sostiene in prima persona, cioè dei propri *costi privati*. Un'impresa, per esempio, nel decidere quanto produrre, prende in considerazione il costo delle materie prime, dei macchinari da impiegare nel processo produttivo, del lavoro necessario, etc.

D'altra parte, chi svolge l'attività di consumo o di produzione impone dei costi anche ad altri soggetti - determina, cioè, dei *costi esterni*. Questo accade, per esempio, quando l'impresa emette nell'aria dei fumi che nuocciono alla salute di quanti vivono nei dintorni.

Per la collettività nel suo complesso, quindi, l'attività di consumo o di produzione in questione ha un costo complessivo (*costo sociale*) che è pari alla somma dei costi privati e dei costi esterni.

Tuttavia, nel prendere le loro decisioni, i soggetti tengono conto solamente dei costi privati, trascurandone le conseguenze per il resto della collettività - i costi esterni - e ciò fa sì che le risorse non siano utilizzate nel migliore dei modi.

L'esempio tipicamente utilizzato per illustrare questa idea è proprio quello dei fumi emessi da un'impresa che inquinano l'aria pulita arrecando disagio e, oltre una certa concentrazione, danneggiando la salute dei cittadini (Hanley *et al.*, 1997).

APPROFONDIMENTO 4:

La nozione di inquinamento in economia

La nozione di inquinamento riveste un'importanza particolare, sia nella formulazione di politiche ambientali che nella valutazione del danno ai beni ambientali. In termini chimico-fisici con il termine 'inquinamento' ci si riferisce a emissioni di vario genere (gas, radiazioni, emissioni acustiche) la cui natura, localizzazione o quantità produce effetti indesiderati su piante, animali, uomini o sull'intero ecosistema. Quindi, si parla di inquinamento quando la quantità di sostanze immessa nell'ambiente supera la capacità di assimilazione degli ecosistemi, oppure quando la loro natura è incompatibile con l'ambiente naturale.

Sul piano economico, invece, l'inquinamento diventa significativo solo quando danneggia il benessere di qualche individuo. La valutazione economica, pertanto, dipende sia da un effetto di inquinamento chimico-fisico sia da una reazione umana ad esso. In tale ottica, come evidenziato nei paragrafi successivi, l'inquinamento economico, e quindi la sua valutazione, assumono una dimensione sostanzialmente antropocentrica. Esso, infatti, è determinato da una perdita, non compensata, di benessere da parte di uno o più individui e causata da eventi inquinanti. Da ciò consegue, inoltre, che a parità di inquinamento fisico e chimico, il livello di inquinamento economico può variare nel tempo, con il mutare del contesto sociale, economico e tecnologico.

L'impresa produce un bene che viene venduto in un mercato concorrenziale ad un certo prezzo P . Nel grafico (Figura 2.3) ciò è rappresentato dal fatto che il suo beneficio marginale privato BmP , cioè il ricavo aggiuntivo che l'impresa trae dal fatto di produrre e vendere un'unità in più del bene, è costante e uguale a P .

Inoltre, l'impresa deve acquisire i fattori produttivi necessari, il che comporta dei costi. Nell'esempio si assume che i costi marginali privati CmP - cioè i costi che l'impresa deve affrontare per produrre un'unità in più del bene - aumentino al crescere della quantità prodotta.

Il processo produttivo genera anche dei fumi, cosicché gli abitanti dei dintorni lo respirano e la loro salute ne risente. Si assume che le emissioni aumentino in misura più che proporzionale al crescere del livello dell'attività produttiva e che l'inquinamento sia neutralizzato da processi naturali, fisici o biologici e non si conservi o accumuli nell'ambiente. Al di sotto del livello Q_a , inoltre, le emissioni vengono assorbite dall'ambiente. La curva CmE indica il costo marginale esterno dell'inquinamento, ovvero il danno sofferto dalla collettività per ogni unità supplementare di produzione.

Se l'impresa sceglie il livello di produzione in maniera tale da massimizzare i propri profitti, deciderà di produrre la quantità Q_p del bene, in corrispondenza della quale i benefici marginali privati BmP , ovvero il prezzo, eguagliano il costo marginale privato CmP . Se optasse per un quantitativo superiore, infatti, i suoi profitti diminuirebbero, dal momento che, per produrre ciascuna unità del bene oltre Q_p , l'impresa dovrebbe affrontare un costo aggiuntivo maggiore del prezzo che ricaverebbe dalla sua vendita. Analogamente, se producesse meno di Q_p , rinuncierebbe a parte dei profitti, poiché ogni unità del bene prodotta e venduta in più le frutterebbe un prezzo superiore al suo costo. Operando in questo modo, però, l'impresa provoca anche un costo esterno a quanti vivono nelle vicinanze.

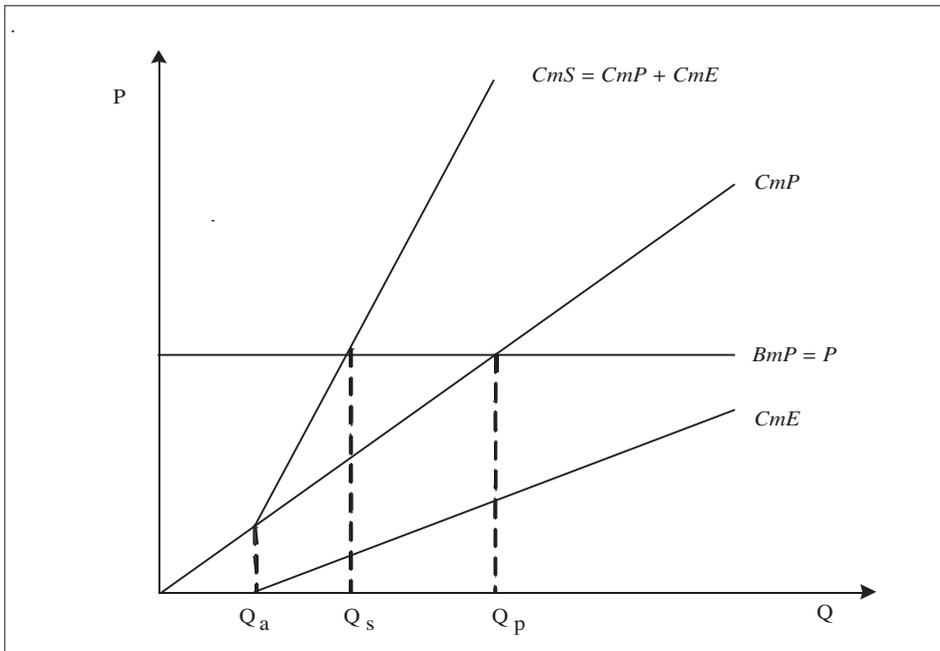


Figura 2.3 - Livello ottimale di produzione e di inquinamento

Se, invece, il livello di attività dell'impresa fosse deciso sulla base dei costi sociali – cioè tenendo conto sia dei costi privati, sia di quelli esterni – si sceglierebbe di produrre la quantità Q_s . Oltre tale quantità il benessere complessivo della società si ridurrebbe, dal momento che i costi aggiuntivi esterni per ogni unità del bene prodotta oltre Q_s sono superiori agli incrementi di profitto dell'impresa.

Si dice che Q_s è il livello di produzione socialmente efficiente (o ottimo), poiché non è possibile passare da Q_s a qualsiasi altro livello di produzione senza che diminuisca il benessere di almeno un membro della collettività. Riguardo ai costi esterni, si osserva, inoltre, come all'ottimo sociale corrisponda un livello efficiente di inquinamento che non è nullo.

Pigou sostenne che, affinché le risorse siano utilizzate in maniera efficiente, è necessario che i costi esterni siano posti a carico degli inquinatori, formulando il principio 'chi inquina paga'. Se si adotta questa soluzione, infatti, si costringe l'inquinatore ad operare tenendo conto anche dei costi esterni – cioè ad internalizzarli⁶.

Un altro contributo fondamentale alla teoria delle esternalità è quello apportato quaranta anni più tardi dall'economista americano Coase (1960). Nel suo lavoro egli sostiene che l'utilizzo inefficiente delle risorse è una conseguenza di una imperfetta definizione dei diritti di proprietà.

In primo luogo, lamenta l'inadeguatezza dell'approccio più comune al problema: A inquina e, nel far questo, danneggia B; come glielo si può impedire? In realtà,

⁶ Tale approccio, di tipo normativo, presuppone la definizione di norme e standard obbligatori, e impone a chi inquina il risarcimento del danno provocato, sulla base del principio di responsabilità per danno ambientale. Parallelamente si sta affermando un approccio di tipo anticipatorio da parte delle imprese, in base al quale le esternalità ambientali generate da attività di produzione sono valutate preventivamente, in termini fisici e/o con indicatori, sia a livello aggregato sotto forma di rapporto ambientale di impresa (Lesourd e Schilizzi, 2001) sia per singolo processo produttivo (Sonnemann *et al.*, 2000).

secondo Coase, il problema è reciproco: se si impedisce ad A di svolgere l'attività che danneggia B, si provoca un danno ad A.

Da questo punto di vista, quindi, il solo problema sta nell'assegnare con precisione i diritti di proprietà sulle risorse ai soggetti interessati - bisogna decidere se assegnare ad A il diritto di inquinare o a B il diritto di non subire gli effetti delle emissioni di A. Una volta fatto questo, se si lascia agli interessati la possibilità di contrattare e in assenza di costi di transazione⁷, si giungerà comunque ad una soluzione socialmente ottima.

Benché, in pratica, le possibilità di applicare la soluzione proposta da Coase siano molto limitate⁸, il suo contributo è stato fondamentale, perché ha chiarito come il problema delle esternalità sia dovuto a situazioni in cui non è ben chiaro a chi spetti il diritto di godere di una certa risorsa. L'assenza di diritti di proprietà sulle risorse, infatti, impedisce la nascita di un mercato, in cui lo scambio volontario tra i soggetti coinvolti dovrebbe favorire l'impiego delle risorse da parte di coloro che sono disposti a pagarle di più, cioè da chi è in grado di trarne il maggior beneficio, ovvero da chi ne fa un uso più efficiente.

APPROFONDIMENTO 5:

Esternalità negative, mercato dei fattori e mercato dei beni

Le esternalità negative sono associate a costi esterni o sociali non internalizzati o non compensati dai soggetti che li producono. Ad esempio, si ipotizzi l'esistenza di un'impresa che scarica i rifiuti in un fiume provocando la morte di talune specie ittiche senza compensare i pescatori a valle delle perdite finanziarie e/o ricreative e senza predisporre alcun impianto di depurazione.

Il comportamento dell'impresa può essere analizzato con riferimento: a) al livello produttivo; b) al livello di impiego del fattore produttivo; c) all'equilibrio di mercato.

a) Come già illustrato, in presenza di esternalità negative il mercato dà luogo ad un'allocatione inefficiente delle risorse: l'ottimo livello di produzione per l'impresa è più elevato dell'ottimo livello dal punto di vista della collettività, che tiene conto anche degli effetti dell'inquinamento.

Le esternalità, infatti, sfuggono al meccanismo di mercato, con il risultato che l'impresa opera con costi inferiori a quelli che si verificano realmente considerando i costi esterni: quindi produce di più, inquina di più, sfruttando le risorse ambientali in modo eccessivo rispetto al livello ottimale per la collettività.

b) l'equilibrio può essere esaminato dal punto di vista del livello di impiego del fattore produttivo, nell'ipotesi che, al crescere della quantità impiegata di questo fattore, le emissioni dei rifiuti nel fiume aumentino in maniera più che pro-

⁷ Per costi di transazione si intende l'insieme dei costi che è necessario sostenere per portare a termine una transazione di mercato. Per concludere un contratto, ad esempio, è necessario, prima di tutto, individuare la controparte con cui si desidera arrivare ad un accordo. Bisognerà poi negoziarne i termini, formularlo per iscritto e sorvegliarne il rispetto.

⁸ Di fatto non è per nulla agevole adottare una soluzione come quella proposta da Coase. Innanzitutto, nel mondo reale i costi di transazione esistono, crescono all'aumentare del numero di soggetti coinvolti nella contrattazione e spesso diventano tali da scoraggiare qualsiasi tentativo di negoziazione. Inoltre, affinché il sistema funzioni è necessario che le parti siano in grado di far rispettare i diritti loro attribuiti, il che è spesso difficile e costoso. D'altra parte, l'attribuzione di diritti di proprietà su alcune risorse può apparire inaccettabile da un punto di vista etico (Brosio, 2003).

porzionale e che, per semplicità, il costo marginale privato sia costante. Nella Figura 2.4 sono riportate le curve di costo marginale privato (CmP), di costo marginale esterno (CmE), ovvero il costo marginale dell'inquinamento, di costo marginale sociale (CmS) e la curva del valore del prodotto marginale (VmP), ovvero il valore della produttività del fattore⁹. L'internalizzazione o meno del costo dell'inquinamento da parte dell'impresa ha delle ripercussioni sul relativo costo di produzione. In assenza di internalizzazione, infatti, l'equilibrio si situa nel punto P ($VmP = CmP$), in cui l'impiego del fattore produttivo è pari a X_p . Per converso, se l'impresa sostiene i costi del disinquinamento, l'equilibrio si sposta nel punto S (ottimo sociale), dal momento che al costo marginale di produzione privato si sommano i costi marginali esterni. Pertanto, l'impresa che agisce senza considerare i costi del disinquinamento, impiega una quantità di fattore produttivo superiore rispetto a quella desiderata dalla società ($X_p > X_s$).

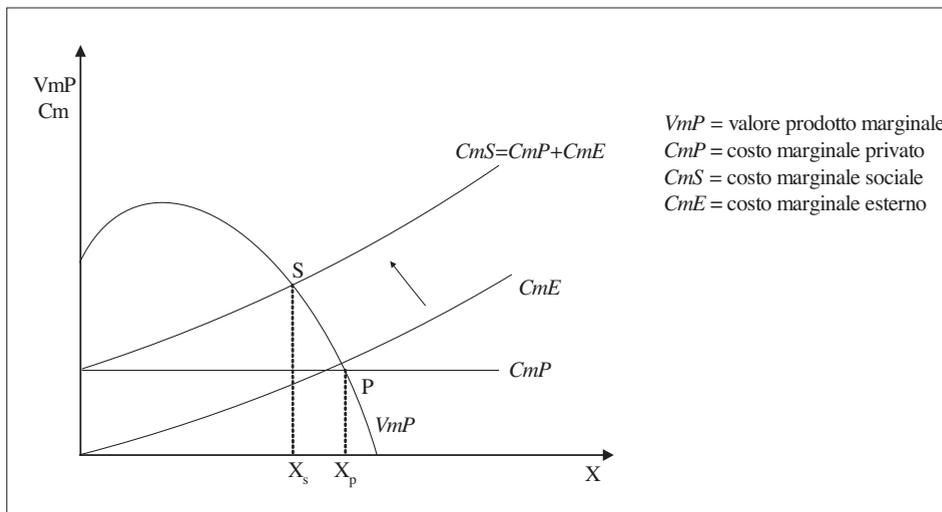


Figura 2.4 - Esternalità e impiego del fattore produttivo

⁹ Il valore del prodotto marginale è ottenuto moltiplicando il prezzo del prodotto per la produttività marginale del fattore produttivo. Questa ultima esprime la produzione associata ad ogni dose addizionale di fattore e ha un andamento che segue da vicino la legge della produttività decrescente.

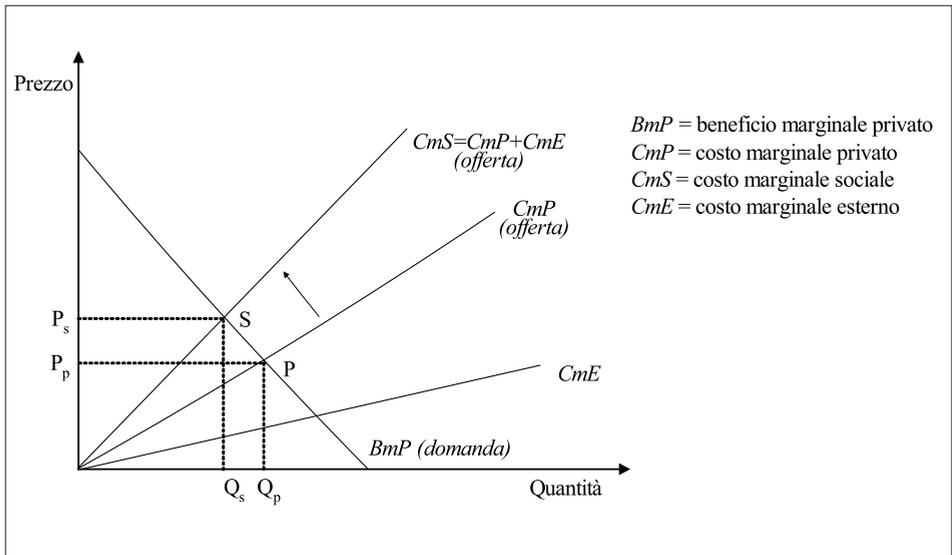


Figura 2.5 - Esternalità e mercato

Dunque, l'analisi fin qui svolta mette in evidenza che la mancata internalizzazione dei costi esterni implica l'inefficienza del mercato non solo dei prodotti ma anche del fattore produttivo legato alla produzione di inquinamento.

c) Infine, l'equilibrio può essere esaminato dal punto di vista del mercato, nell'ipotesi che sia perfettamente concorrenziale. La dimostrazione grafica è riportata nella Figura 2.5, in cui le curve di domanda e offerta, ovvero i benefici e i costi marginali privati, sono ottenute dall'aggregazione delle curve individuali di tutte le imprese che operano in quel mercato. Se i costi esterni (inquinamento) non sono internalizzati dalle imprese, l'equilibrio si situa nel punto P , in cui la quantità, Q_p , è venduta al prezzo P_p . D'altra parte, se le imprese sostengono anche i costi esterni, l'offerta si contrae (la curva dei costi marginali si sposta verso sinistra) e, a parità di domanda, l'equilibrio si localizza nel punto S , in cui la minor quantità (Q_s) viene venduta ad un prezzo maggiore (P_s).

L'analisi del mercato evidenzia che esiste, quindi, una divergenza tra l'equilibrio senza o con internalizzazione dei costi esterni.

In sostanza, si può osservare che la presenza di esternalità negative si riflette in un conflitto tra equilibrio privato ed equilibrio sociale, riscontrabile sia a livello di impresa, in cui la produzione attivata è incompatibile con il livello di inquinamento ottimale, sia a livello di settore, dove un'offerta più elevata si traduce in consumi maggiori e in prezzi più bassi.

2.2.2 Tipologie di esternalità

A seconda che gli effetti dell'attività cui è associata l'esternalità siano desiderabili o meno per chi li subisce, le esternalità si distinguono in positive e negative¹⁰. Le

¹⁰ Ad esempio, sono esternalità negative le emissioni di fumi prodotti da attività industriali o dalle automobili, i danni ai beni ambientali dovuti ad un eccesso di utenza, l'inquinamento idrico riconducibile all'uso di fertiliz-

esternalità, inoltre, possono essere classificate in base alla fonte che le ha generate (produzione o consumo) e alle modalità della fruizione (rivale o non-rivale)¹¹. Nella classificazione proposta in Tabella 2.1, le esternalità vengono distinte sia a seconda che esse siano generate da attività di produzione o di consumo, sia in base alla natura rivale o non-rivale della loro fruizione. Il primo criterio fornisce indicazioni utili all'individuazione del responsabile dell'esternalità e il secondo sulle caratteristiche economiche dell'esternalità prodotta.

Le *esternalità a fruizione non-rivale* sono quelle che non si esauriscono con l'uso: fruite se positive, sofferte se negative. Ad esempio, il livello di inquinamento atmosferico dovuto alla presenza di un'area industriale non si 'consuma' proporzionalmente al numero di persone che abitano in quell'area. Analogamente, il beneficio connesso con il paesaggio offerto da un parco urbano non dipende dal numero di fruitori. Le esternalità la cui fruizione non è rivale (a parte i casi di congestione), ovvero non esauribili, assumono la connotazione di veri e propri 'mali' o 'beni' pubblici puri.

Per converso, un'*esternalità 'privata'* (rivale) si esaurisce con l'uso. Ad esempio, il materiale di scarto (carta, vetro, plastica, vestiario, ecc.) delle attività di consumo e produzione che alimenta la cosiddetta 'economia informale', dedicata al riutilizzo ed al riciclaggio, è chiaramente un bene rivale, in quanto, se viene acquisito da un soggetto, non è più disponibile per gli altri (Perera e Amin, 1996).

zanti e pesticidi in agricoltura. Esternalità positive sono, invece, l'effetto esercitato dalle attività agricole tradizionali sulla qualità del paesaggio, il maggiore valore immobiliare indotto dalla presenza di risorse storico-architettoniche, lo sviluppo locale indotto dalla presenza di attività produttive.

¹¹ In letteratura è diffusa anche la distinzione tra esternalità pecuniarie ed esternalità tecnologiche. Si parla di *esternalità pecuniarie* nei casi in cui le attività di consumo o di produzione da parte di un soggetto influenzano il livello di benessere o di produzione di un altro soggetto attraverso la variazione di un prezzo di mercato. In altre parole, si è in presenza di un'esternalità pecuniaria quando le scelte di consumo (produzione) di un soggetto A, provocando una variazione del prezzo di un certo bene (fattore produttivo) X, inducono il soggetto B ad aumentare o a ridurre l'utilizzo di X o di qualche altro bene (fattore): poiché è costretto a cambiare il proprio comportamento, B vedrà variare il proprio livello di benessere (i propri profitti). Un tipico esempio di esternalità pecuniaria è la modificazione indotta nei prezzi dei suoli agricoli dall'andamento del mercato degli immobili ad uso civile: se si verifica un aumento della domanda di case aumenta anche la domanda di suolo per costruirle e quindi il suo prezzo. Questo effetto è assimilabile ad un'esternalità negativa per gli agricoltori che acquistano i suoli per usi agricoli. Un'*esternalità* si dice *tecnologica*, invece, se il suo effetto sulle attività di consumo (produzione) di chi le subisce non è mediato da una variazione di un prezzo di mercato: il livello di benessere (il profitto) del soggetto B che la subisce cambierebbe anche se B non modificasse affatto le proprie scelte di consumo (produzione). Le emissioni nell'aria di una fabbrica sono un classico esempio di esternalità tecnologica negativa. La fabbrica, infatti, utilizza una tecnologia che produce, assieme ai beni finali, anche un sottoprodotto, il fumo, che viene emesso nell'aria senza dover per questo sostenere alcun costo. Quanti vivono nelle vicinanze lo respirano e, anche se non mutano i propri comportamenti, subiscono una perdita di utilità. Le esternalità pecuniarie provocano solamente una redistribuzione della ricchezza tra i soggetti; al contrario, in presenza di esternalità tecnologiche, il mercato non è in grado di indurre una allocazione efficiente delle risorse. Per questo motivo soprattutto queste ultime sono state oggetto di studio e, quindi, in genere si parla di esternalità intendendo le sole esternalità tecnologiche. Oltre alle esternalità tecnologiche, che operano fuori mercato, e quelle pecuniarie che agiscono direttamente sul prezzo, esistono esternalità legate ad un'insufficiente informazione degli operatori (*esternalità informative*). Ad esempio, nel caso delle assicurazioni, i soggetti privati sottoscrivono una polizza per tutelarsi da un rischio (es. responsabilità civile per danno all'ambiente). Tuttavia, una volta stipulato il contratto, l'assicurato non deve farsi carico delle conseguenze delle proprie azioni. Egli non si preoccupa di evitare quelle situazioni negative per le quali è tutelato dall'assicurazione. La conseguenza è che l'evento negativo si ripresenterà più spesso e il premio assicurativo salirà a livelli non ottimali rispetto a quelli di piena informazione. Questo comportamento opportunistico dei singoli, se diffuso, genera per la collettività un costo del tutto simile a quello di un'esternalità negativa. Le esternalità informative possono essere assai diffuse in campo ambientale, dove le conoscenze sull'entità e sulla natura dei danni sono ancora assai limitate. Secondo alcuni Autori, le esternalità informative in campo ambientale tendono ad essere più rilevanti là dove vi sia una politica di gestione ambientale troppo centralizzata, soprattutto in presenza di una forte variabilità nelle caratteristiche del territorio (Ulph, 2000).

Ancora, durante la seconda guerra mondiale, vi era una grave carenza di combustibili in vaste aree dell'Europa e molte persone percorrevano la linea ferroviaria per raccogliere i pezzi di carbone caduti dal treno. Questo è un chiaro esempio di esternalità esauribile (privata) dal momento che ogni pezzo di carbone raccolto non è più disponibile per altri. Ovviamente, per la compagnia ferroviaria era più conveniente lasciare cadere il carbone lungo i binari piuttosto che raccoglierlo e venderlo sul mercato. In questo caso, l'esternalità associata alla perdita di carbone era economicamente insignificante per la compagnia ferroviaria.

Il valore economico delle esternalità è commisurato alla loro non-rivalità (Bator, 1962). La fabbrica, infatti, produce aria inquinata: un 'bene', o meglio, un 'male' pubblico, in quanto viene respirata da tutti senza rivalità. Il giardino genera un paesaggio piacevole: un bene pubblico di cui fruiscono tutti coloro che lo osservano senza rivalità¹².

Viceversa, il valore delle esternalità esauribili viene limitato dall'elevato grado di rivalità nel consumo. Ad esempio, l'acqua di falda può essere estratta da tutti coloro che possiedono un pozzo. Tuttavia, l'acqua estratta non è più disponibile per altri potenziali utenti.

Le *esternalità da produzione* possono distinguersi ulteriormente in puntuali e diffuse, in relazione alle modalità di generazione. Le prime sono perfettamente identificabili per origine e causa (per es. uno scarico da una concerta), mentre le seconde sono dovute a comportamenti collettivi diffusi su aree vaste (per es. lo scarico di piombo ed idrocarburi da parcheggi e strade, l'inquinamento agricolo delle acque superficiali e di falda) e non è generalmente possibile stabilire con certezza un nesso causale diretto tra soggetto inquinante ed inquinamento prodotto (Carlson *et al.*, 1993).

Le esternalità positive da produzione risultano abbastanza rare e nel momento in cui diventano evidenti si instaura un meccanismo di fusione e/o acquisizione che 'confonde' il produttore dell'esternalità con il percettore.

¹² L'esclusione è, comunque, possibile anche quando il bene è inesauribile. Ad esempio, nel caso di un giardino, la costruzione di una siepe perimetrale ne esclude tutti i potenziali fruitori dall'esterno.

Tabella 2.1 - Alcuni esempi di esternalità

| Effetto | Fonte | | Tipo di fruizione | |
|-----------------|-------------------|-----------------|---|---|
| | Produzione | Puntuali | Rivale | Non-rivale |
| Negativo | Produzione | Puntuali | Inquinamento del suolo da emissioni di ciminiere (sofferta dal proprietario del suolo) | Deturpazione del paesaggio da parte di traliccio (sofferta dai fruitori del paesaggio) |
| | | Diffuse | Inquinamento idrico da uso di pesticidi in agricoltura (sofferta dai fruitori dell'acqua) | Deturpazione del paesaggio dovuto a semplificazione culturale (sofferta dai fruitori del paesaggio) |
| | Consumo | Puntuali | Abbandono di rifiuti nei dintorni di un punto di ristoro (sofferta dall'azienda della nettezza urbana) | Degrado estetico da rifiuti nei dintorni di un punto di ristoro (sofferta dai visitatori del luogo) |
| | | Diffuse | Abbandono di rifiuti da parte di visitatori di un centro storico (sofferta dall'azienda della nettezza urbana) | Degrado estetico da rifiuti abbandonati dai visitatori di un centro storico (sofferta dai visitatori del luogo) |
| Positivo | Produzione | Puntuali | Nutrienti contenuti nelle acque di scarico di un depuratore (fruits dagli agricoltori mediante la fertirrigazione) | Miglioramento di un centro urbano con il mantenimento di un'attività produttiva (goduto dai fruitori del luogo) |
| | | Diffuse | Controllo nella diffusione di insetti molesti dovuto a trattamenti insetticidi in agricoltura (goduto dagli abitanti di un centro urbano limitrofo) | Miglioramento del paesaggio dovuto al mantenimento di coltivazioni tradizionali (goduta dai fruitori del paesaggio) |
| | Consumo | Puntuali | Utilizzo ricreativo a numero chiuso di un parco privato conservato perché utilizzato dal proprietario (percepita dagli utilizzatori che rientrano nel numero massimo) | Conservazione di un palazzo storico connesso con l'uso (percepita da chi pur non utilizzando l'edificio ha interesse che venga conservato) |
| | | Diffuse | Emissione di scarti riutilizzabili dovuta al consumo di beni privati (percepita dagli utilizzatori degli scarti) | Miglioramento estetico di una città connesso con l'uso, e quindi con la manutenzione, degli immobili residenziali (goduta dai fruitori del luogo) |

Ad esempio, la specializzazione in alcune produzioni (es. informatica nella Silicon Valley) favorisce la diffusione di tecnologie e la circolazione di informazioni¹³ che vanno a vantaggio di tutte le imprese di quel settore. Ancora, la presenza di particolari infrastrutture (es. vicinanza all'interporto, a vie di grande comunicazione) favorisce una riduzione del costo dei trasporti e, quindi, lo sviluppo delle attività produttive locali.

In agricoltura, il paesaggio rurale, consolidatosi nel corso dei secoli (per es. i vigneti in alcune aree collinari, l'alternanza di siepi e campi coltivati in aree di pianura), è un esempio di esternalità originata dall'attività produttiva combinata ad una crescente domanda di spazi aperti e aree ricreative. Un altro esempio è rappresentato dall'impollinazione operata dalle api su un frutteto. Essa, infatti, rappresenta un'esternalità positiva sia per l'apicoltore, le cui api raccolgono il polline senza pagare, sia per il frutticoltore che si assicura l'impollinazione senza costo.

Le *esternalità da consumo* possono essere sia negative che positive. Le negative sono essenzialmente riconducibili a fenomeni di congestione, che producono rumore, ritardi, inquinamento ecc. (per es. intasamento delle strade nel periodo delle vacanze) (Deserpa, 1978). Le esternalità positive da consumo sono, invece, riconducibili alla presenza di parchi, giardini, palazzi storici (anche privati), la cui fruizione da parte degli utenti produce, in varia misura, benefici anche all'esterno (per es. la valorizzazione delle abitazioni circostanti). Le esternalità da consumo possono essere sia puntuali (parco, palazzo storico o area dismessa), sia diffuse (l'effetto paesaggistico di un'area residenziale con giardini ben curati o l'abbandono di rifiuti per strada).

Da ultimo, è importante chiarire come la valutazione di alcune esternalità venga resa difficoltosa sia dalla loro eventuale inesauribilità sia dalla possibilità di trasferirle nel tempo o nello spazio.

La caratteristica della trasferibilità è da attribuire non tanto ad effetti accidentali o residuali dell'attività di produzione o di consumo, bensì ad un comportamento intenzionale dell'operatore economico: egli, scaricando su altri il costo delle esternalità può arrivare a creare conflitti ed a indurre dei comportamenti strategici tra gli stessi operatori, le aziende o le nazioni. È da sottolineare, infatti, come la trasferibilità sia spesso strettamente associata alla presenza di risorse in proprietà comune o a beni pubblici (Baumol e Oates, 1988)¹⁴.

2.3 Il bene ambientale come bene pubblico

Gli esempi riportati in precedenza in relazione ai concetti di bene pubblico, bene misto e di esternalità permettono di attribuire ai beni ambientali, almeno per quan-

¹³ Questa esternalità è nota con il termine anglosassone di *spillover effect* e fu studiata per la prima volta da Marshall. Esso sosteneva che quando l'industria si espande, ad esempio per l'entrata di una nuova impresa, qualsiasi riduzione che ne risulta nei costi medi di produzione va a beneficio di tutte le imprese di quella industria (Marshall, 1959).

¹⁴ Un classico esempio di esternalità negativa trasferibile è quello dell'abbandono dei rifiuti. In questo caso, ogni individuo potrebbe rimuovere i rifiuti scaricandoli su proprietà altrui. In altre parole, ogni individuo evita gli effetti negativi dell'esternalità trasferendoli su altri. Un altro, è quello connesso con le attività delle cave, ove si trasferiscono alle generazioni future gli oneri del ripristino paesaggistico ambientale. Analogamente, nel caso dei depositi di sostanze radioattive, viene trasferito nel tempo il problema del loro smaltimento. Ancora, negli stati industriali nel Midwest degli Stati Uniti il livello di inquinamento dell'aria è stato abbassato grazie all'installazione di grandi ciminiere, le cui emissioni vengono trasportate per centinaia di chilometri fino a ricadere, in forma di piogge acide, in Canada.

to qui preso in considerazione, le valenze tipiche del bene pubblico. Inoltre, il *bene ambientale* risulta spesso caratterizzato da forti connotazioni di plurifunzionalità, in quanto è in grado di *produrre utilità di tipo multiplo, sia pubbliche che private*, in particolar modo quando il bene si identifica con risorse fondamentali, quali, ad esempio, l'acqua ed il suolo.

Per contro, le attività di produzione e/o consumo di beni e servizi possono produrre esternalità che influiscono sul livello quanti-qualitativo disponibile dei beni ambientali. Può peraltro accadere che una parte dei beni e servizi ambientali sia appropriabile e quindi vendibile, realizzando, almeno parzialmente, l'esclusione dal consumo: è il caso della visita a pagamento di parchi, giardini ed aree protette o di interni d'arte. Di conseguenza, non è sempre possibile includere tali beni e servizi nella categoria dei beni pubblici puri poiché essi presentano, in qualche misura, l'escludibilità e/o la rivalità nel consumo. Tale escludibilità si verifica sia per limiti fisici del bene (es. fenomeni di congestione), sia per motivi giuridici (es. servizi gestiti in concessione).

Inoltre, con l'intensificarsi della domanda di servizi ambientali, beni tradizionalmente ritenuti privati e monofunzionali - e come tali utilizzati e valutati - vengono ad acquisire valenze pubbliche tali da poter essere considerati, almeno per alcune componenti, patrimonio dell'intera collettività. Ciò fa sì che '...non manchino i contrasti tra gruppi sociali e sfere di interesse diversamente coinvolti nell'offerta e nella domanda di tali servizi. Da qui la necessità di fare attente valutazioni per procedere con maggior rigore alle scelte di uso e gestione dell'ambiente' (Gatto, 1988).

Il processo di sviluppo economico, quindi, accanto alla continua creazione di beni economici destinati al consumo umano, sembra conferire a quelli preesistenti nuove funzioni e valenze.

L'agricoltura è un tipico esempio di attività con finalità multiple. Infatti, alla tradizionale produzione di derrate, essa affianca esternalità sia negative, come l'inquinamento idrico, la semplificazione del paesaggio, sia positive, come la manutenzione del territorio e la produzione di paesaggio. Un altro esempio è costituito dalla selvicoltura, che produce legname commerciabile ed altri prodotti a fruizione, talora libera e talvolta privata (funghi, piccoli frutti, ecc.), e servizi tipicamente pubblici, quali quelli paesaggistico-ricreativi e di protezione idrogeologica. Un altro esempio è dato dall'edilizia rurale tradizionale che, considerata, fino a qualche lustro fa, l'emblema della povertà delle popolazioni contadine, ora assurge a testimonianza di valori tradizionali¹⁵.

Ordinando i beni ambientali secondo un *continuum* che vede ai due estremi, rispettivamente, le risorse naturali irriproducibili (aria, acqua, ecc.) ed i beni ambientali 'costruiti' dall'uomo (beni architettonici, beni artistico-culturali, ecc.), si può affermare che più un bene è 'prossimo' alle prime, più è forte la sua connotazione plurifunzionale; questa ultima, tende, invece, progressivamente a ridursi nel caso di beni 'costruiti'. Si pensi ad esempio, alla forte plurifunzionalità di una risorsa come l'acqua, destinata ad usi privati plurimi civili ed industriali, ma anche a fruizioni di tipo pubblico (ricreativo, paesaggistico, ecc.) ed oggetto di tutela 'in

¹⁵ La cura e conservazione del territorio e del paesaggio agricolo forestale viene indicato nella letteratura anglosassone con il termine di *Countryside Stewardship*. Per un approfondimento si veda: Merlo, 1995; Gatto e Merlo, 1995.

sé' in quanto risorsa naturale limitata. Per contro, la multifunzionalità di un monumento storico è, invece, riconducibile a valenze di memoria storica e di fruizione turistica, dunque 'numericamente' più limitate.

Se si può concludere, dunque, che un bene ambientale ha connotazioni di pluri-funzionalità, la valutazione di un danno arrecato ad esso deve tenere conto di questa molteplicità di funzioni.

2.4 Il valore economico totale di un bene ambientale

Dopo aver evidenziato che il bene ambientale può assumere connotati a forte valenza pubblica, è necessario definire:

- 1) quale sia il *valore economico* attribuibile ad un bene ambientale, cioè quali aspetti possano essere teoricamente considerati nell'attribuzione di un valore monetario ad una risorsa;
- 2) *come tale valore sia definibile* dalla teoria economica della domanda;
- 3) una nozione economica di *danno ambientale*.

Il problema della valutazione economica dei beni ambientali ha subito, nel corso degli ultimi decenni, e soprattutto negli anni ottanta, una notevole rielaborazione teorica, parallelamente allo sviluppo dell'economia ambientale ed all'accrescersi del dibattito sulla scarsità delle risorse naturali.

In generale, la questione inerente al valore di un bene, cioè alla attribuzione ad esso di un corrispettivo monetario, è considerata una questione prettamente antropocentrica. In altre parole, si ritiene che l'attribuzione di un valore monetario ad una risorsa, nello specifico ad una risorsa ambientale, non attenga alla sfera della indagine scientifica (ad esempio, lo studio di un particolare ambiente naturale o sociale), quanto al fatto che il genere umano interagisca con tale risorsa e, dunque, attribuisca un valore monetario ad essa, dato che ne ricava una qualche utilità (Howe, 1990)¹⁶.

Quando, per la definizione di tale valore, si ponga attenzione a tutte le possibili forme di interazione tra l'uomo e la risorsa ambientale, si può parlare di Valore Economico Totale (VET). Nel caso dei beni ambientali, tale concetto supera i limiti del valore di scambio, attingendo a nozioni di valore più ampie, che, almeno teoricamente, traggono origine dalle ragioni per le quali il bene stesso viene apprezzato ed è, quindi, fonte di utilità. La letteratura al riguardo è molto ampia¹⁷, e 'sebbene non vi sia ancora accordo sulla terminologia, l'economia ambientale ha compiuto notevoli progressi verso una tassonomia' (Pearce *et al.*, 1989) delle componenti che costituiscono il valore economico totale di una risorsa ambientale. Va peraltro preliminarmente ricordato che:

¹⁶ Va segnalato, peraltro, che alcune scuole di pensiero ritengono, in questi casi, inappropriate le sole misure di valore economico. 'Le ideologie ecocentriche, ad esempio, cercano di porre alla base della politica economica le norme sociali (preferenze collettive) che gli individui accettano in quanto membri di una comunità e che vengono rese operative attraverso la legislazione 'sociale'; la *deep ecology*, invece, pone l'enfasi soprattutto sulla distinzione tra valore strumentale (espresso attraverso i valori posseduti dagli individui) e valore intrinseco, ...che esisterebbe anche se gli uomini e le loro preferenze non esistessero'. La ricerca economica si trova oggi in uno stato di transizione, e cerca di ricondurre all'interno della teoria del valore alcune di queste accezioni (Pearce e Turner, 1991, pp. 34-35).

¹⁷ Un suo esame dettagliato esula dagli obiettivi di questo manuale; per un'ampia rassegna critica si rimanda a: Pearce *et al.*, 1989; Perman *et al.*, 2003; Tietenberg, 2003; Cummings e Harrison, 1992; Cummings e Harrison, 1995; Australian Nature Conservation Agency, 1995; Asian Development Bank, 1996; Gregersen *et al.*, 1997.

- 1) in letteratura c'è un sostanziale accordo sul fatto che tutte queste componenti possano influire, almeno in linea teorica, sul VET di una risorsa ambientale;
- 2) è diversa, e va esaminata caso per caso dal punto di vista teorico, l'importanza che ciascuna componente ha nella determinazione del valore economico totale. Questo aspetto è particolarmente rilevante nel caso della stima degli effetti misurabili del danno ambientale, poiché in molti casi consente una notevole semplificazione delle operazioni di valutazione, permettendo di trascurare componenti economicamente o 'politicamente' poco rilevanti;
- 3) vi sono forti dubbi, da parte di molti Autori, sulla effettiva possibilità empirica di quantificazione economica di ciascuna componente, cioè in modo separato l'una dall'altra (McConnell, 1993)¹⁸;
- 4) l'importanza relativa di ciascuna componente dipende da fattori di tipo psicologico, dal contesto sociale e dal tipo di bene oggetto di valutazione (Chen, 2003).

Tabella 2.2 - Componenti del valore economico totale (VET)

| Componenti del valore economico totale | |
|--|----------------------------------|
| Valore di uso | Diretto |
| | Indiretto |
| Valori passivi | Valore di opzione |
| | Valore di lascito |
| | Valore di esistenza o intrinseco |

Adottando la classificazione delle componenti del VET proposta in Tabella 2.2 si può distinguere tra:

1) *Il valore di uso*. Il più importante motivo di apprezzamento economico delle risorse ambientali è sicuramente l'uso. Il valore che da questo deriva è legato all'utilità percepita dagli individui con la loro fruizione. Il valore di uso di un parco, di un'opera d'arte o di un fiume si forma, ad esempio, durante una visita, oppure durante l'esercizio di un hobby quale la fotografia, la pesca, il nuoto, il canottaggio, ecc. Nell'ambito del valore di uso sono operate ulteriori differenziazioni. Ovviamente, più si entra nel dettaglio di tale classificazione più i confini tra una categoria e l'altra vanno considerati in termini sfuocati. Alcuni autori distinguono, ad esempio, tra valore di uso diretto ed indiretto (Perman *et al.*, 2003; Gios e Notaro, 2001).

Il *valore di uso diretto* prevede la fruizione diretta della risorsa ed è quindi conseguenza di un contatto con essa (Perman *et al.*, 2003; Tietenberg, 2003; Gios e Notaro, 2001; Romano, 2002). Il contatto può avvenire direttamente attraverso l'accesso o l'uso della risorsa stessa (valori *in situ*) oppure in contesti diversi, in cui il fruitore non è in relazione diretta, immediata, con essa (valori *ex situ*); in entrambi i casi, l'uso della risorsa può avvenire con consumo (*consumptive use*) o

¹⁸ L'approccio alla stima separata delle differenti componenti si basa generalmente su metodologie proprie di indagini psicologiche, comportamentali e di mercato (panel test), che su metodologie applicabili su larga scala a fini operativi.

senza consumo (*non consumptive use*). Ad esempio, l'uso di una risorsa *in situ* può avvenire con consumo se ci si riferisce ad attività estrattive, come ad esempio attività venatoria, attività di pesca ricreativa, oppure senza consumo apparente, qualora ci si riferisca ad attività quali una visita, un'escursione, il nuoto, il canottaggio, ecc.. L'uso di una risorsa *ex situ* invece può avvenire con consumo, se questa viene utilizzata come fattore produttivo per la produzione di altri beni, ad esempio alcune piante officinali, oppure senza consumo apparente qualora ci si riferisca alla visione di una fotografia o di un documentario sulla risorsa (valore di uso vicario).

Secondo questa classificazione, il *valore di uso indiretto* è il valore attribuito ad una risorsa in quanto produce servizi essenziali per altre risorse e per gli ecosistemi (in questo caso si può quindi parlare di funzioni ecologiche regolatrici), come ad esempio le funzioni di sostegno alla vita e di controllo dell'inquinamento (Barbier, 1989).

Ad esempio, alla risorsa 'acqua', intesa come l'acqua di un fiume, può essere attribuito un valore di uso diretto, in quanto può essere destinata a consumo umano, può essere impiegata in agricoltura, ci si può nuotare, si può fare canottaggio, ecc.. Alla stessa acqua, inoltre, può essere attribuito anche un valore di uso indiretto, in quanto permette all'ecosistema fluviale di continuare a svolgere le proprie funzioni, tra cui quelle paesaggistiche e di produzione di risorse alieutiche, delle quali gli individui possono fruire.

Oltre al valore di uso, vi sono altre valenze che possono essere considerate parte del VET di una risorsa ambientale. Gli individui possono, infatti, attribuire un valore ad una risorsa anche prescindendo dal suo utilizzo effettivo immediato. Tali valenze sono sinteticamente definibili *valori passivi* (o di non-uso). Le tipologie di valore riconducibili a tale categoria sono:

2) *Il valore di opzione*¹⁹, legato al desiderio di assicurarsi la disponibilità del bene per poterne fruire in futuro²⁰. Il valore di opzione assume rilevanza quando vi sono situazioni di incertezza sulla disponibilità futura della risorsa ambientale; riguarda, dunque, beni irriproducibili o beni la cui offerta non è in grado di adeguarsi alle variazioni della domanda, come i parchi e le opere d'arte.

Tale valore, concettualmente, corrisponde all'ammontare di un ipotetico premio assicurativo pagato per avere la garanzia della disponibilità futura del bene per un uso diretto o indiretto. I soggetti avversi al rischio saranno, infatti, disposti a pagare una somma di denaro per garantirsi tale disponibilità in futuro.

Considerare, pertanto, i soli benefici derivanti dall'uso di una data risorsa può comportare, in taluni casi, una sottostima del suo valore economico complessivo. È il caso di un'area naturale o di un bene storico-culturale se si fa esclusivo riferimento all'utilità percepita dai frequentatori. In tal modo, infatti, verrebbero trascurati i benefici di coloro che, pur non avendo ancora usufruito del bene, potrebbero farlo in futuro, qualora questo venisse conservato (Brookshire *et al.*, 1983).

3) *Il valore di lascito*, che ha come preciso riferimento la possibilità di usufruire di un determinato bene da parte delle generazioni future. Questo si identifica con

¹⁹ La prima definizione di valore di opzione è attribuibile a Burton Weisbrod e risale al 1964 (Weisbrod, 1964).

²⁰ Oltre al valore di opzione alcuni autori identificano anche quello di quasi-opzione, individuandolo nel valore attribuito alla possibilità di preservare la risorsa per utilizzi futuri non ancora identificati e conseguenti al processo di sviluppo tecnologico. Si pensi, ad esempio, ad una specie vegetale dotata di importanti proprietà farmacologiche, oggi sconosciute.

l'utilità derivante dalla consapevolezza che, grazie al proprio interessamento, anche le generazioni future potranno godere di determinate risorse ambientali. Si tratta di un concetto, per certi versi, affine al valore di opzione, nel senso che come questo si riferisce a fruizioni differite nel tempo, ed in questo caso, estese ai propri figli, parenti, amici, ecc. Diverse sono le motivazioni che spiegano tale atteggiamento anche se, secondo Cummings *et al.* (1986), l'altruismo e l'affetto verso parenti ed amici giocano un ruolo preponderante. Se infatti un soggetto gioisce per il solo fatto di sapere che un altro ha l'opportunità di fruire di una data risorsa, entrambi traggono beneficio dalla sua conservazione. Sul piano economico, tale valore è esprimibile come la disponibilità a pagare da parte di un soggetto per la conservazione di un certo bene, specie se raro o minacciato di distruzione, purché anche le generazioni future possano disporre. Concettualmente, il valore di lascito trae origine dalle stesse motivazioni che portano un individuo a stipulare un'assicurazione sulla propria vita a beneficio dei propri discendenti. Sia valore di opzione che valore di lascito possono essere, dunque, correlati all'uso di una risorsa e sostanzialmente condizionati dall'incertezza sulla sua disponibilità futura.

4) *Il valore di esistenza o intrinseco*²¹, legato alla possibilità di preservare il bene da una possibile distruzione a prescindere da qualunque considerazione legata all'uso attuale o futuro di tale risorsa.

Il valore di esistenza si riferisce, infatti, all'utilità percepita dai soggetti per il solo fatto che le risorse continuano ad esistere, indipendentemente dalla possibilità di trarne un beneficio dall'uso. Tale valore, che viene misurato dalla disponibilità a pagare per l'esistenza o la salvaguardia di determinati beni, è indipendente da qualsiasi uso presente o futuro: è, quindi, riconducibile a posizioni di tipo etico, morale o ideologico. Un'ulteriore motivazione è da ricercarsi nel sentimento di simpatia verso persone o animali e per le condizioni ambientali in cui vivono; ne sono un esempio i diversi movimenti per i diritti degli animali. Molti Autori sostengono che il valore di esistenza comprende anche le attribuzioni di valore legate alle funzioni ecologiche di una risorsa ambientale, là dove siano motivate prevalentemente da atteggiamenti altruistici e di benevolenza più che da una fruizione indiretta (Perman *et al.*, 2003). Una ragione, infine, a sostegno del valore di esistenza può essere trovata nel legame ideale esistente tra i diversi beni. Un individuo, infatti, anche se non è coinvolto direttamente in fenomeni che si verificano in un certo luogo, può crearsi delle aspettative circa la possibilità che gli stessi si verificano in ambienti da lui frequentati.

In definitiva, comunque, il valore intrinseco di un bene si connatura come un elemento di valore che non ha alcun rapporto con la fruizione da parte degli esseri umani (Pearce *et al.* 1989), né in termini di uso né in termini di opzione di uso. Per questo, il suo inserimento tra le voci che compongono il valore economico totale è, per alcuni Autori, controverso (Cummings e Harrison, 1995; Common *et al.*, 1997). Giova comunque ricordare che il valore di esistenza tende ad assumere rilievo all'aumentare della rarità, e dunque, della caratteristica di 'unicità' del bene ambientale e che la sua entità dipende anche dal livello delle informazioni possedute dal consumatore (Fusco Girard, a cura di, 1993).

²¹ Il concetto di valore di esistenza, così come quello di lascito, è stato postulato per la prima volta da Krutilla (1967).

Nella valutazione di una risorsa ambientale, in ogni caso, è importante verificare, preliminarmente alla fase di valutazione economica, l'effettiva rilevanza delle diverse componenti di valore in termini di contributo al valore economico totale. È quindi chiaro che l'applicazione di un *principio di parsimonia e di efficienza nella stima del valore economico totale* assume particolare rilevanza nel caso della stima del risarcimento del danno ambientale. In questo contesto, infatti, è importante soffermarsi sugli aspetti economicamente più rilevanti, e, per questo, non trascurabili, e su quelli 'politicamente' rilevanti, cioè non trascurabili perché apprezzati in modo generalizzato dalla collettività nel momento in cui il danno emerge; in tale direzione, peraltro, sembra orientata anche la giurisprudenza nei Paesi europei (Howe, 1990; Pearce, 1996).

La rilevanza di ciascuna componente rispetto al valore economico che complessivamente un individuo attribuisce a una risorsa ambientale dipende dal modo in cui egli ne trae beneficio.

Da questo punto di vista, al verificarsi di un evento che danneggi uno specifico bene ambientale, i *soggetti interessati* si possono dividere in due categorie: fruitori attuali ed altri soggetti. Tale distinzione appare utile sia per inquadrare il problema valutativo secondo la teoria economica, illustrato nel capitolo 3, sia per individuare la popolazione di riferimento nell'impostare l'indagine finalizzata ad acquisire alcuni elementi utili alla valutazione economica del danno. Di seguito sono approfonditi alcuni elementi relativi alle due categorie di individui considerati:

1) *fruitori attuali*. Alcuni individui traggono benessere da una risorsa ambientale in modo diretto o indiretto, grazie ad una fruizione in qualche modo *materiale*, che avviene cioè attraverso i sensi. Per esempio, nel caso in cui la risorsa danneggiata sia l'acqua di un fiume, in questo primo gruppo di soggetti rientrerebbero non soltanto i pescatori sportivi, le imprese che ne impiegassero l'acqua nelle lavorazioni, gli escursionisti e i gommonauti che l'utilizzassero a fini ricreativi, ma anche quanti godessero del panorama da una finestra o guardando una foto su un giornale.

Per semplicità si è scelto di chiamare fruitore attuale chi è parte di questa categoria, benché sia chiaro che in essa rientrano soggetti che fruiscono della risorsa ambientale in modi molto vari, parecchi dei quali a stento sono classificabili come usi in senso stretto.

La ragione di questa scelta risiede nel fatto che il loro comportamento - sia nell'ipotesi che essi fruiscono liberamente del bene, sia nel caso in cui debbano pagare un prezzo di qualche sorta - può essere analizzato, pur con opportuni aggiustamenti, con gli strumenti della teoria del consumatore (nel caso di quanti, utilizzando il bene ambientale, soddisfano un bisogno) o del produttore (nel caso di soggetti che impiegano la risorsa ambientale per produrre altri beni).

Qualora siano rilevanti anche componenti di valore passivo nella stima del VET di una risorsa ambientale danneggiata, tali componenti andranno stimate anche con riferimento agli utilizzatori attuali, così come schematizzato in Tabella 2.3.

2) Gli altri soggetti, fruitori in senso lato, ovvero i *portatori di valori passivi*, sebbene sino al momento del danno non fruiscono della risorsa ambientale nel senso *materiale* di cui si è detto sopra, sovente le attribuiscono un valore non nullo: traggono utilità dal fatto di sapere che un certo bene ambientale esiste e che in futuro chi lo desidera - loro stessi o i posteri - ne potrà fruire. Ancora, come ricordato, questi individui sono portati ad attribuire dei valori passivi anche per la sola esi-

stenza del bene ambientale, per ragioni di tipo altruistico e per considerazioni di tipo etico. In altri termini, questi individui apprezzano la risorsa ambientale considerata esclusivamente in virtù dell'attribuzione ad essa di valori di tipo passivo (Tabella 2.3).

Come per i fruitori attuali, anche il comportamento dei fruitori in senso lato e le variazioni di benessere che patiscono verranno analizzate secondo le categorie della teoria del consumatore.

Quale che sia l'origine dei valori passivi, per determinarne una stima è comunque necessario condurre un'indagine campionaria che riguardi l'intera popolazione interessata, non limitandosi ai soli fruitori attuali, come accade nel caso dei valori di uso.

Tabella 2.3 - Componenti del VET rilevanti in base al tipo di soggetto interessato

| Tipi di valore | | Soggetti interessati | |
|----------------|-----------|----------------------|------------------------|
| | | Fruitori attuali | Fruitori in senso lato |
| Uso | Diretto | x | |
| | Indiretto | x | |
| Opzione | | x | x |
| Lascito | | x | x |
| Esistenza | | x | x |

Fonte: ripresa e modificata da Alberini et al., 2004.

La rilevanza delle componenti di valore passivo, inoltre, è funzione diretta:

- 1) della *irreversibilità* del processo di degrado della risorsa ambientale;
- 2) del grado di *incertezza* legato al possibile uso futuro della risorsa;
- 3) della sua *unicità* (Pearce et al., 1989).

In altre parole, dipende da diversi fattori, quali la natura del bene oggetto di stima, la sua disponibilità attuale, il grado di informazione e di protezione, la domanda e l'opportunità di fruizione. È stato accertato, ad esempio, che il valore attribuito alla protezione delle aree naturali è composto in prevalenza da valori di uso se il bene è comune o facilmente sostituibile. Se, viceversa, il bene è raro o non è sostituibile, sembrano diventare rilevanti anche i valori passivi. Questo sembra avvalorare l'ipotesi secondo la quale il valore dei beni storico-culturali o ambientali, con caratteristiche di 'unicità', ha delle significative componenti di tipo passivo.

In riferimento agli aspetti misurabili del danno ambientale e volendo dare una chiave di discriminazione *in termini operativi* della rilevanza delle componenti di uso e di non-uso nel determinare il VET, si può fare ricorso alle nozioni estimative di riproducibilità (possibilità di ricostituzione del bene ambientale nella forma originaria qualora sia danneggiato parzialmente o totalmente), surrogabilità (possibilità di sostituire il bene ambientale distrutto o compromesso con un altro bene in grado di surrogarne le funzioni) del bene stesso ed a motivazioni di tipo etico.

La Tabella 2.4 illustra sinteticamente quali componenti del valore economico totale siano in generale da considerare per ciascuna tipologia di bene:

Tabella 2.4 - Componenti rilevanti del VET a seconda del tipo di bene

| Tipo di bene | Componenti del valore economico totale | | | |
|-----------------|--|---------|-----------|---------|
| | Uso | Opzione | Esistenza | Lascito |
| Riproducibile | Si | No | * | No |
| Irriproducibile | | | | |
| Surrogabile | Si | (**) | (*)/(**) | (**) |
| Non surrogabile | Si | Si | Si | Si |

(*) dipende da questioni di tipo etico; (**) dipende dal livello di surrogabilità.

2.5 La misura monetaria del valore dei beni ambientali e la definizione di danno

Nei paragrafi precedenti è stato illustrato come i beni ambientali, nella loro accettazione di beni a consumo collettivo, sfuggano al mercato e quindi non siano associabili ad un prezzo. Si è anche argomentato sulla natura del valore dei beni ambientali, con particolare riferimento al fatto che, spesso, il loro valore trascende il mero valore di uso.

Da quanto precedentemente esposto, ne consegue che la valutazione del bene ambientale pone problemi che sono sostanzialmente diversi da quelli posti dai tradizionali beni economici, poiché non sussiste un riferimento diretto al mercato.

Si potrebbe anche affermare che la loro valutazione è un esercizio puramente accademico giacché la loro fornitura e/o tutela è stata finora affidata al dibattito politico, più che alle analisi economiche. Tuttavia, l'affinarsi degli strumenti economici di gestione dell'ambiente, e l'evoluzione della legislazione che riconosce al bene ambientale un elevato grado di tutela, pongono con rinnovato vigore la questione della valutazione.

Prima di affrontare le metodologie di valutazione dei beni ambientali è necessario definire cosa significhi valutare un bene ambientale. In linea generale, la valutazione implica un'operazione di misurazione, mediante una qualche unità di misura convenzionale, della capacità del bene di essere utile e quindi di soddisfare dei bisogni. In un sistema economico basato sullo scambio, il valore di un bene è espresso in termini di quantità di un altro bene (baratto). Questa nozione di valore è talora ancora usata per le stime del valore di un bene pubblico²². Come sarà meglio evidenziato nei prossimi capitoli, questa nozione di valore sta alla base della cosiddetta 'surrogazione risorsa per risorsa' nel caso di danno ambientale.

All'interno del sistema economico in cui è presente la moneta, il valore di tutte le merci può essere espresso rispetto a questa ultima, in termini di prezzo. In prima approssimazione, quindi, la valutazione monetaria di un bene coincide con l'individuazione della somma con cui il bene stesso, in un dato momento e luogo, può essere scambiato²³.

²² Ad esempio, se il benessere prodotto da un giardino pubblico è di entità pari a quello di dieci chilometri di pista ciclabile, allora il valore dei due beni pubblici è uguale e possono essere scambiati senza che ne soffra il benessere collettivo. Inoltre, analogamente a quanto affermato in precedenza, l'ipotetico prezzo del parco espresso in chilometri di pista ciclabile è pari a dieci.

²³ Questa definizione di valutazione si riferisce al valore di mercato. In realtà, come si vedrà più avanti, un dato bene può essere valutato rispetto a molti altri aspetti.

La definizione appena formulata si riferisce al cosiddetto valore di scambio, ma può essere facilmente estesa a tutti i beni economici, indipendentemente dal fatto che siano effettivamente scambiati sul mercato. Infatti, in assenza di un mercato del bene ambientale, il suo valore economico può essere misurato dalla quantità di moneta capace di fornire un'utilità pari a quella prodotta dal bene stesso.

Una misura di detta quantità di moneta può essere fornita dal cosiddetto surplus del consumatore che viene definito come la differenza tra la quantità di denaro che i consumatori sono disposti a pagare per un bene (valore lordo) e la quantità di denaro che effettivamente spendono per il bene stesso (valore finanziario). Si può quindi affermare che il valore monetario lordo riflette l'utilità totale di un bene, mentre il valore finanziario rappresenta il sacrificio, o la disutilità percepita, per ottenerlo. Sottraendo pertanto alla misura dell'utilità quella della disutilità, si ottiene un'indicazione dell'utilità netta ritraibile dal consumo del bene (Bergstrom, 1990).

Si assuma, ad esempio, un collezionista che partecipa ad un'asta dove viene battuto un quadro particolarmente ambito e che la cifra massima che egli è disposto a sborsare sia pari a 100.000 euro. In questo caso, possiamo affermare che il valore del quadro per il collezionista è pari a 100.000 euro, giacché continuerà a rilanciare sino a tale importo e rinuncerà se vi saranno offerte superiori. Se, invece, il battitore aggiudicherà al nostro collezionista il quadro per una cifra inferiore, allora egli avrà realizzato un risparmio rispetto alla cifra massima che era disposto a spendere e per questo sarà evidentemente soddisfatto. Tale soddisfazione sarà tanto più grande quanto maggiore sarà il risparmio. In altre parole la cifra risparmiata è la misura monetaria della soddisfazione.

Ovviamente, se il bene è a fruizione pubblica (gratuito) il valore lordo coinciderà con il valore netto, dato che il valore finanziario è nullo.

Il concetto di surplus appena definito per beni scambiati sul mercato può agevolmente estendersi ai beni pubblici a fruizione diretta, dove l'utilità percepita con la fruizione (lorda) viene confrontata con i sacrifici necessari per acquisirla. In questo caso il prezzo del bene viene espresso con la fatica, con la spesa indiretta e con il tempo perduto. Un esempio è dato dalla pesca e dalla caccia, oppure dalla raccolta di funghi o altri organismi spontanei: queste attività richiedono un dato impegno in termini di tempo e fatica ed una spesa indiretta per procurarsi l'attrezzatura necessaria.

Dalla definizione di surplus del consumatore (o fruitore) dei beni economici (ambientali) può essere ricavata la *nozione di danno ambientale e la relativa misura monetaria*: gli effetti del danno ambientale sono configurabili come una variazione negativa del flusso di utilità proveniente da un bene a fruizione collettiva, e la sua misura monetaria è pari alla somma capace di fornire un flusso di utilità equivalente. Tale somma corrisponde alla contrazione di surplus sofferta dai fruitori del bene danneggiato.

Naturalmente, in questo caso, il termine fruizione va inteso in senso ampio, in quanto, come evidenziato precedentemente, le utilità che derivano dal bene ambientale spesso travalicano il mero valore di uso per interessare anche aspetti di tipo passivo. Il problema della valutazione economica del danno pubblico diventa quindi un problema di valutazione delle variazioni di surplus connesse con l'evento avverso.

Un primo approccio teorico organico alla misura di tale surplus si deve a Mars-

hall (1959) che lo misura a livelli di reddito costante²⁴. Tale quantificazione è ragionevole se l'effetto delle variazioni nella disponibilità di beni ambientali sul benessere della collettività è modesto.

Un importante perfezionamento della nozione di surplus del consumatore si deve a Hicks, che ha incorporato nelle sue misure anche gli effetti di reddito dovuti ad una variazione nel prezzo e/o nella disponibilità dei beni economici.

Il suo approccio, infatti, tiene conto del fatto che un aumento del prezzo di un bene non riduce il benessere del consumatore solo per effetto del minor consumo, ma anche perché ne diminuisce il reddito, riducendo il potere di acquisto nei confronti di altri beni. Analogamente, la diminuzione nella disponibilità di un bene ambientale pubblico non diminuisce il benessere del consumatore solo per il suo effetto diretto (minore disponibilità di quel bene ambientale), ma induce anche degli effetti di reddito. Ad esempio, la distruzione di un parco induce delle spese aggiuntive (effetto reddito) per surrogare il servizio ricreativo che esso offriva; oppure, l'inquinamento di un'area induce gli abitanti a sostenere delle spese difensive. Le misure hicksiane del surplus sono da preferire quando si prendono in considerazione fenomeni che influiscono significativamente sull'equilibrio economico (funzioni di domanda e di offerta dei beni) dell'ambito dove si è verificato il danno.

²⁴ In realtà il concetto era stato formulato già nel 1844 da Dupuit nel suo *De la mesure de l'utilité des travaux publics* (Dupuit, 1968). Questo ingegnere francese, che discuteva le modalità di misurazione del valore delle opere pubbliche realizzate dal suo ministero, coglieva nitidamente le caratteristiche che contraddistinguono i beni pubblici.

APPROFONDIMENTO 6:

Il surplus Marshalliano e le misure Hicksiane di surplus

Il surplus Marshalliano

Nella teoria neoclassica del consumatore (Figura 2.6) il valore totale lordo attribuito ad un dato bene (in funzione della quantità fruita) viene misurato dall'area sottostante la funzione ordinaria di domanda (M). La funzione M esprime la quantità domandata in funzione del prezzo o, viceversa, il prezzo che si formerebbe in funzione della quantità di bene offerto sul mercato.

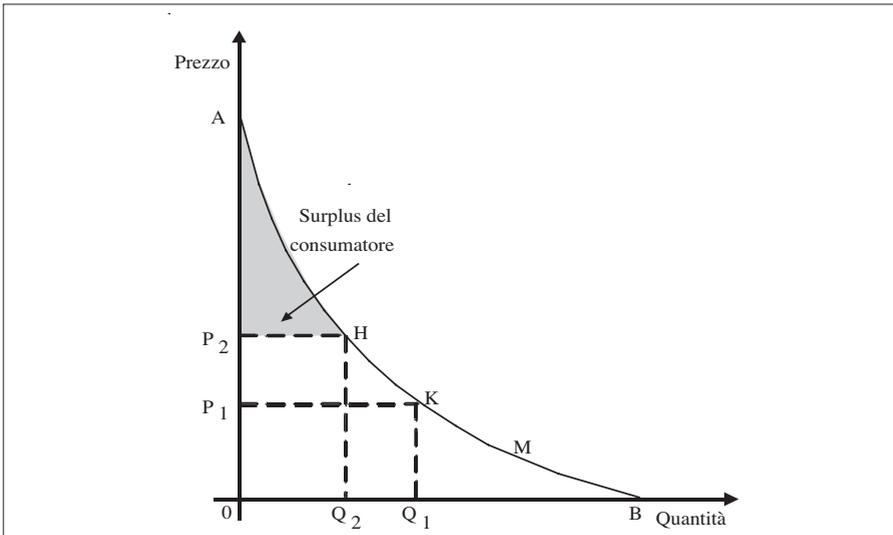


Figura 2.6 - Il surplus del consumatore

Se M descrive il comportamento del consumatore rispetto al bene oggetto di valutazione, per un prezzo pari a P_1 verrà consumata la quantità Q_1 . In tale situazione l'utilità lorda è pari alla superficie OQ_1KA (valore lordo) mentre il sacrificio pagato per procurarsi Q_1 sarà pari alla quantità di danaro pagata OQ_1KP_1 (valore finanziario). Il surplus, o utilità netta, percepita dal consumatore per il consumo di q_1 sarà quindi pari all'area P_1KA , dove:

$$P_1KA = OQ_1KA - OQ_1KP_1 \quad [4]$$

Il surplus, ovviamente, diminuisce al crescere del prezzo o al diminuire della quantità disponibile. Se ad esempio il prezzo del bene passa da P_1 a P_2 il surplus si riduce a P_2HA , con una perdita netta di utilità pari a P_1P_2HK .

Il ragionamento è valido anche per beni gratuiti. In questo caso la curva M rappresenta l'andamento della somma che potrebbe essere scambiata con quantità via via crescenti di bene ambientale.

Per le risorse ambientali la cui fruizione è gratuita ed illimitata il surplus è pari all'area AOB , sottesa a tutta la funzione di domanda (M). Se invece la disponibilità di risorse è limitata, il surplus si riduce alla porzione di piano cartesia-

no sottesa dal tratto di funzione di domanda compreso tra 0 e la quantità effettivamente disponibile. Ad esempio, se la quantità disponibile è pari a Q_1 il surplus è pari a $0Q_1KA$, dato che non vi è esborso monetario per procurarsi il bene. Se la disponibilità cala a Q_2 il surplus si riduce a $0Q_2HA$ con una perdita pari a Q_2Q_1KH .

Di conseguenza, nel caso del bene pubblico, un danno ambientale che riduce la disponibilità del bene pubblico da Q_1 a Q_2 è misurabile in termini economici come differenza tra l'area $0Q_1KA$ e l'area $0Q_2HA$.

La nozione di surplus del consumatore appena descritta, fa riferimento al cosiddetto surplus marshalliano (SM), che descrive la disponibilità a pagare per un bene in rapporto al reddito effettivamente disponibile e che eguaglia, in termini monetari, l'utilità che il consumatore trae dall'attività di fruizione del bene²⁵.

Le misure Hicksiane di surplus

J. Hicks (1968) ha proposto quattro misure del surplus del consumatore, calcolate a partire da curve di domanda, che tengono conto degli effetti indotti sul reddito reale da variazioni nei prezzi e nella disponibilità di beni pubblici (Tabella 2.5). Tali variazioni inducono degli spostamenti nella funzione di domanda del bene e conseguentemente influiscono sulla misura del surplus. Ad esempio, la drastica diminuzione nella disponibilità di un bene pubblico gratuito, che costituisce una parte rilevante dell'utilità di un individuo: a) diminuirà il suo reddito reale a causa delle spese difensive indotte, b) farà spostare la funzione di domanda del bene stesso verso il basso, inducendo contrazioni nella disponibilità a pagare per il bene, superiori a quelle attese sulla base della sola riduzione di disponibilità. Viceversa, per aumenti nelle quantità disponibili.

Le misure Hicksiane sono²⁶:

- 1) le misure compensative, date dalla variazione compensativa (VC) e dal surplus compensativo (SC);
- 2) le misure equivalenti, date dalla variazione equivalente (VE) e dal surplus equivalente (SE).

La variazione compensativa, la variazione equivalente, il surplus compensativo ed il surplus equivalente dipendono dal livello di reddito di riferimento (anteriore o posteriore alla variazione del prezzo o della quantità) e dal fatto che la variazione di surplus dipende da variazioni di prezzo o di quantità del bene oggetto di valutazione.

Tabella 2.5 - Le misure Hicksiane del surplus del consumatore

| Tipo di variazione | Reddito di riferimento | |
|--------------------|-------------------------|------------------------|
| | Iniziale | Finale |
| Prezzo | Variazione Compensativa | Variazione Equivalente |
| Quantità | Surplus Compensativo | Surplus Equivalente |

²⁵ Il surplus marshalliano è una misura attendibile quando la variazione del prezzo non modifica, in modo significativo, il potere di acquisto del consumatore (effetto reddito).

²⁶ Questa classificazione si riferisce ai cosiddetti beni normali, ovvero a beni il cui consumo cresce con il reddito disponibile.

Le misure di variazione compensativa ed equivalente devono essere usate quando il consumatore è libero di modificare la quantità del bene da consumare; esse infatti misurano i cambiamenti di benessere a partire da modificazioni nei consumi indotte da variazioni di prezzo. Le misure di surplus, invece, devono essere usate quando il consumatore è posto di fronte ad un'offerta strutturalmente rigida (come spesso avviene per i beni ambientali), ovvero quando non può scegliere la quantità da consumare ma essa è prefissata da fattori esterni (Randall e Stoll, 1980).

Si trascurino per brevità, gli effetti di eventuali variazioni di prezzo e si prenda in considerazione la Figura 2.7, dove è rappresentata la funzione di domanda $H(U_1)$ di un bene ambientale pubblico, data una certa disponibilità iniziale Q_1 . Per una diminuzione della quantità disponibile da Q_1 a Q_2 , si verificherà una contrazione di benessere da U_1 a U_2 e, se esiste un effetto negativo di reddito, la funzione di domanda al nuovo livello di reddito sarà $H(U_2)$. Il Surplus Compensativo (SC) misura l'aumento di reddito necessario a mantenere il consumatore al livello iniziale di benessere, che determinava la funzione di domanda $H(U_1)$, e corrisponde graficamente all'area Q_1Q_2EC (Hicks, 1968). Il surplus compensativo (SC) è, quindi, quella compensazione ricevuta che non modifica il livello iniziale di benessere, anche se la disponibilità di bene pubblico è diminuita.

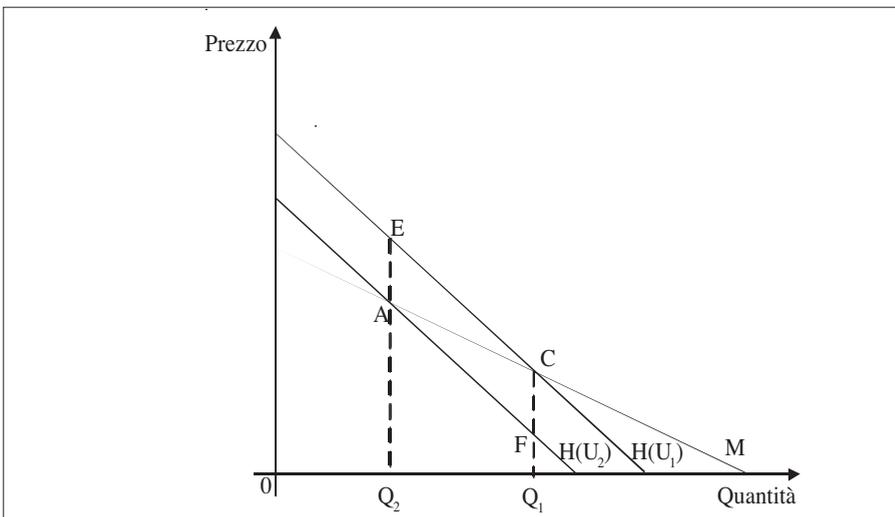


Figura 2.7 - Funzione di domanda marshalliana e funzioni di domanda hicksiane

Se, invece, la diminuzione di disponibilità di un bene ambientale determina una diminuzione nel reddito reale degli individui, ad esempio per delle spese difensive sostenute per le quali non si ottiene una compensazione, allora la funzione di domanda di riferimento è la $H(U_2)$, traslata verso il basso per effetto della diminuzione del reddito. Il surplus equivalente (SE) fa riferimento al livello di reddito finale. Se, ad esempio, si ipotizza una diminuzione nella quantità di bene disponibile da Q_1 a Q_2 (Figura 2.7), il SE si calcola sulla funzione di domanda compensata finale $H(U_2)$ ed è misurato, graficamente, dall'area Q_2Q_1FA . Invece, il surplus marshalliano (SM) viene calcolato sulla omonima funzione

di domanda (M), passante per A e C , ed è pari all'area Q_2Q_1CA . Per variazioni negative nella quantità di bene ambientale il SC è quindi maggiore del SM , e questo a sua volta è superiore al SE (Randall e Stall, 1980).

Queste disuguaglianze dipendono dall'elasticità della domanda rispetto al reddito²⁷, ossia dal cosiddetto 'effetto di reddito'. Questo comporta una diminuzione del potere di acquisto del consumatore quando diminuisce la disponibilità di beni gratuiti, ovvero un aumento del suo reddito reale quando si ha un aumento nella loro disponibilità.

Quanto più elevata è l'elasticità della domanda del bene al reddito (come per i beni voluttuari) tanto maggiore è l'effetto di reddito e quindi la differenza fra le misure di surplus (SC e SE). Solo quando l'effetto di reddito è nullo (è il caso di beni a domanda infinitamente rigida rispetto al reddito) le due misure di surplus di Hicks coincidono tra loro e con il surplus di Marshall, dato che si annulla ogni diversità tra la curva di domanda ordinaria e le curve di domanda compensata. In caso contrario, il surplus marshalliano rappresenta una sottostima o una sovrastima del cambiamento reale di benessere di un soggetto, relativo ad una variazione nella disponibilità di un bene pubblico.

Per evitare di sottostimare il danno in sede di valutazione, la corretta misura delle variazioni di surplus del consumatore dovute a riduzioni nella disponibilità di beni ambientali presuppone la definizione dei diritti dei consumatori, non solo nei riguardi dei beni stessi, ma anche del collegato livello di reddito.

Dal punto di vista formale, la misura monetaria delle variazioni di benessere prodotte da danni all'ambiente può essere stimata mediante il seguente procedimento. Si assuma la seguente funzione di benessere generale:

$$U = f(\mathbf{P}^x; \mathbf{Q}^k; M) \quad [5]$$

dove:

\mathbf{P}^x = vettore dei prezzi dei beni di mercato (x);

\mathbf{Q}^k = vettore delle quantità di beni ambientali (pubblici) disponibili (k);

M = reddito²⁸;

U = livello di utilità.

Si assuma anche che la collettività abbia diritto a godere del livello corrente (attuale) del bene ambientale Z ($Z \in K$), pari a Q_1^z .

In questo caso i consumatori godono del livello iniziale di utilità U_1 :

$$U_1 = f(\mathbf{P}_1^x; \mathbf{Q}_1^{k \neq z}; \mathbf{Q}_1^z; M_1) \quad [6]$$

²⁷ L'elasticità misura le reattività della domanda rispetto al reddito ed è un valore adimensionale (percentuale) che assume valori positivi, nel caso di beni normali, e negativi nel caso di beni inferiori. Se l'elasticità assume valori compresi tra 0 e 1, la domanda si definisce rigida (es. beni alimentari in cui l'aumento del reddito comporta un incremento meno che proporzionale del consumo). Se l'elasticità assume valori maggiori di 1, allora la domanda è elastica (es. beni voluttuari in cui l'aumento del reddito è accompagnato da un aumento più che proporzionale dei relativi consumi).

²⁸ Per reddito si intende qui, più propriamente, la parte di reddito destinata a spesa per consumi (Peterson e Brown, 1998). Nel seguito sarà indicato, per brevità, come 'reddito' che è pari alla sommatoria dei valori ottenuti moltiplicando la quantità dei beni privati per il corrispondente prezzo, $M = \sum Q^x P^x$.

e quindi, esplicitando il reddito:

$$M_1 = g(\mathbf{P}_1^x; \mathbf{Q}_1^{k \neq z}, \mathbf{Q}_1^z; U_1) \quad [7]$$

Se si verifica una contrazione della quantità del bene ambientale Z da q_1^z a q_2^z il benessere scenderà a U_2 , dato che:

$$U_2 = f(\mathbf{P}_1^x; \mathbf{Q}_1^{k \neq z}; Q_2^z; M_1) \quad [8]$$

Quindi, l'appropriata misura della perdita di benessere è data dal surplus compensativo (SC), ovvero dalla minima compensazione che il consumatore accetterebbe per sopportare un deterioramento dell'ambiente e mantenere costante la sua utilità al livello iniziale.

Infatti, fissato in M_2 il reddito che ricostituisce l'utilità iniziale U_1 , pur in presenza del danno ambientale, e cioè:

$$U_1 = f(\mathbf{P}_1^x; \mathbf{Q}_1^{k \neq z}; Q_2^z; M_2) \quad [9]$$

e quindi:

$$M_2 = g(\mathbf{P}_1^x; \mathbf{Q}_1^{k \neq z}; Q_2^z; U_1) \quad [10]$$

Il surplus compensativo è dato dalla seguente differenza:

$$SC = M_2 - M_1 \quad \text{con } M_2 > M_1 \quad [11]$$

Il Surplus Compensativo rappresenta quindi una disponibilità ad accettare una compensazione monetaria per il danno subito, analogamente a quanto avviene comunemente nel risarcimento dei danni ai sensi dell'art. 2043 del Codice Civile. In questo ultimo caso, il SC misura un incremento di reddito pari alla quantità di denaro che rende i fruitori indifferenti tra le due situazioni alternative, ovvero in grado di controbilanciare il peggioramento di benessere causato dalla diminuzione della quantità di bene ambientale. Tale nozione di valore di danno è piuttosto comune; si pensi, ad esempio, alle somme di denaro percepite dalle amministrazioni dei comuni nel cui territorio si svolgono attività di cava o di discarica e pagate dalle imprese che gestiscono tali attività in ragione del materiale scavato o stoccato.

Graficamente, la misura monetaria del valore del danno, è ricavabile dalla Figura 2.8 dove è rappresentato l'andamento dell'utilità rispetto al reddito ed alla disponibilità di beni ambientali pubblici²⁹. Le funzioni di isoutilità, U , rappresentano le combinazioni reddito/ambiente che assicurano tre diversi livelli di utilità del consumatore. Si supponga che un consumatore abbia a disposizione un reddito pari a M_1 e che lo stato dell'ambiente sia caratterizzato dal livello del bene ambientale Z pari a Q_1^z ; la sua situazione è individuata dal punto A e la sua utilità è quella rappresentata dalla funzione di isoutilità passante per A , cioè U_1 .

²⁹ Ovviamente questo presuppone la sussistenza della possibilità di sostituire nel benessere collettivo reddito con ambiente e viceversa e cioè che il tasso marginale di sostituzione sia diverso da 0 e da ∞ .

Si ipotizzi, ora, un peggioramento della situazione del bene ambientale che si contrae a Q_2^z . In tal caso, lasciando invariato il reddito, l'utilità totale scenderà a U_2 (punto B). Allora, il valore economico del 'danno subito' sarà pari all'incremento di reddito che riporterà il consumatore al livello iniziale U_1 di utilità e cioè al punto C ($SC = M_2 - M_1$).

Da quanto precedentemente illustrato, si evince che la corretta misura monetaria del danno conseguente alla contrazione nella disponibilità di un bene ambientale è fornita dal surplus compensativo.

Il surplus compensativo, quindi, è la somma di denaro che andrebbe teoricamente versata a un individuo colpito da un evento dannoso per ripristinarne il livello di benessere iniziale. L'individuo, infatti, è così indifferente tra la situazione precedente al danno e quella in cui il danno si sia verificato se, in questa seconda ipotesi, gli viene assicurata una somma di denaro pari al surplus compensativo. In questo senso, in alcuni approcci valutativi viene introdotta la nozione di *disponibilità ad accettare una compensazione monetaria* (DAC, o WTA, secondo l'acronimo inglese) per il danno subito, come proxy del surplus compensativo.

Benché, in generale, la DAC costituisca la più appropriata misura monetaria di un danno all'ambiente, negli studi empirici si fa ricorso più di frequente ad un altro approccio, quello basato sulla stima della *disponibilità da parte dell'individuo a pagare una somma* (DAP o WTP), per evitare il danno. In questo caso, in altre parole, il valore che un soggetto attribuisce ad una risorsa ambientale è pari alla somma di denaro che è disposto a sacrificare per preservarla.

Il maggior successo di cui gode questo secondo approccio è fondamentalmente dovuto a due ragioni: i) inizialmente, l'utilizzo della DAP invece della DAC fu giustificato da alcuni studi applicativi, secondo i quali la differenza tra le due misure sarebbe trascurabile; ii) anche quando, in seguito, si è osservato come in realtà l'impiego della DAC e della DAP portino a valutazioni diverse, talora in modo

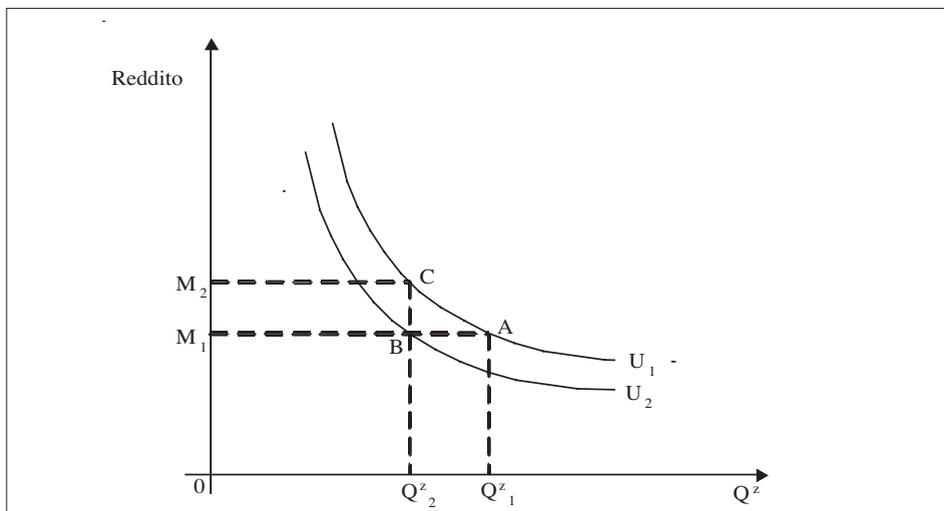


Figura 2.8 - Misura monetaria del danno³⁰

³⁰ Come già richiamato, il termine 'reddito' riportato in ordinata, va inteso, più propriamente, come la parte di reddito destinata a spesa per consumi.

significativo, si è continuato a preferire la *DAP*, in quanto sembra fornire stime più affidabili.

Nel seguito del volume si farà dunque riferimento al concetto di *DAP*, ma non bisogna dimenticare che, specialmente nel caso di danni rilevanti a beni disponibili in quantità fissa e scarsamente sostituibili, come sono spesso le risorse naturali, questo approccio può portare a una sottovalutazione dell'entità del danno (Dosi, 2001; Gios e Notaro, 2001).

L'impostazione teorica adottata e, in particolare, la rappresentazione grafica di Figura 2.8, consentono un'analisi più ampia delle implicazioni del danno ambientale e dei possibili percorsi valutativi, che diventerà utile in sede di presentazione delle metodologie concrete di stima. In particolare, essa consente un confronto immediato con la normativa e la Giurisprudenza. Se, come avviene in Italia in virtù del dettato costituzionale e dell'art. 18 della Legge n. 349/86, si assume che la collettività abbia diritto al livello di benessere antecedente l'evento dannoso³¹, allora qualsiasi valutazione avrà come riferimento il livello iniziale di utilità U_1 . Stabilito questo, si pone il problema di individuare come tale livello di benessere possa essere ricostituito e quindi si entra nella fase più prettamente valutativa, che consiste nella ricerca del/i metodo/i di valutazione più appropriato/i alla misura del risarcimento del danno. Questo tema costituisce l'obiettivo centrale dei prossimi capitoli. In linea generale, comunque, già ora è possibile individuare alcune *linee guida per la valutazione del danno*:

- 1) se il bene danneggiato è riproducibile, allora la valutazione del danno dovrà ispirarsi ai costi (diretti ed indiretti) necessari per ricostituire la situazione iniziale Q_1^z (punto A della Figura 2.8);
- 2) se, invece, il bene è irriproducibile ma surrogabile, allora la stima del danno potrà prendere in considerazione beni pubblici sostitutivi ($Q_2^{k \neq z}$ con $Q_2^{k \neq z} > Q_1^{k \neq z}$);
- 3) se, infine, il bene è irriproducibile e non surrogabile la valutazione dovrà necessariamente fare riferimento alla somma di denaro in grado di compensare la perdita (punto C).

³¹ Questa assunzione è legittimata dall'uso del termine risarcimento nel primo comma del summenzionato art. 18 L. 349/86.

3. LA VALUTAZIONE ECONOMICA DEL DANNO: INQUADRAMENTO TEORICO

Nel capitolo secondo è stata tracciata la cornice teorica generale di riferimento per una corretta valutazione del danno prodotto dalla contrazione nella disponibilità di beni a fruizione libera e gratuita (beni ambientali). Tale cornice, se è utile per inquadrare correttamente il problema valutativo, fornisce scarse indicazioni di tipo operativo. Anzi, essa è spesso invocata a supporto di critiche alle procedure di valutazione di volta in volta proposte¹. Vi è dunque la necessità di individuare un nesso logico fra teoria e pratica che legittimi sul piano teorico le scelte operative². In questo capitolo vengono illustrati alcuni modelli interpretativi degli effetti del danno ambientale sulla realtà economica.

La valutazione del danno ambientale deve necessariamente fondarsi sulle relazioni che sussistono fra il bene ambientale e lo stato (definito dal comportamento e dal livello di soddisfazione) dei soggetti economici che a qualche titolo ne fruiscono. Ovviamente l'intensità e la qualità di tali relazioni dipendono dall'estensione e gravità del danno e dal numero di soggetti coinvolti. A tale proposito, è necessario ricordare che in questo studio *vengono prioritariamente considerati episodi di danno ambientale non catastrofico e con effetti sostanzialmente circoscritti a livello locale*. Le valutazioni di danni di vasta portata (catastrofi ambientali) richiedono delle metodologie spesso più complesse sia nella identificazione di tutti i possibili effetti e di tutti i potenziali danneggiati, sia nei metodi di valutazione da adottare (Frankhauser *et al.*, 1997).

Ad esempio una discarica di rifiuti urbani influisce sul valore dei suoli circostanti contaminati da odori, ma non altera l'equilibrio del mercato fondiario, dato che la porzione di suolo danneggiata è trascurabile rispetto a quella presente sul mercato. Al contrario, una fuga di materiale tossico da un impianto industriale che contamina vasti terreni circostanti ha un effetto anche sul prezzo dei terreni non contaminati, quando si riduce l'offerta di suoli produttivi. Quindi, nel primo caso la valutazione del danno può fare riferimento ai prezzi correnti dei suoli, mentre nel secondo caso, si devono considerare le variazioni di surplus totale indotte dal mutato equilibrio del mercato fondiario.

Sotto questo profilo è operativamente utile distinguere il danno all'ambiente che determina un adattamento dei soggetti che lo subiscono, da quello in cui ciò non avviene. Nel primo caso, il danno produce modificazioni osservabili nella spesa; in altre parole il soggetto passivo pone in atto una strategia che gli consente di ridurre al minimo la perdita di utilità conseguente il danno ambientale. Nel secondo, invece, il soggetto non pone in atto alcuna strategia di adattamento ed il danno ambientale si traduce direttamente ed univocamente in una perdita secca di utilità. L'adattamento, se possibile, consente di minimizzare gli effetti del danno e quindi di collocarsi ad un livello di utilità superiore a quello accessibile in assenza di comportamenti difensivi nei riguardi del danno. In realtà, sono molto rari i casi di danno ambientale di fronte al quale i soggetti economici risultano del tutto inermi e senza possibilità di difesa; diverso è il caso del disastro ambientale (es. fuge

¹ A tale proposito si ricorda la critica di Cummings ed Harrison (1995) al metodo della valutazione contingente nella valutazione del valore di non-uso del bene ambientale.

² Tale preoccupazione ha pervaso, ad esempio, la letteratura economico-estimativa italiana, generando un vivace dibattito sulla natura e sui fondamenti teorici dell'estimo.

radioattive di larga portata) dove lo sconvolgimento dell'assetto socio-economico può limitare le possibilità di reazione del sistema all'evento avverso.

Ora è evidente che, se il sistema economico presenta degli adattamenti al danno ambientale sarà possibile stimare l'entità del danno a partire dagli aggiustamenti medesimi (stima indiretta) mentre, se ciò non avviene pienamente, la stima del danno potrà avvenire analizzando le variazioni di utilità dei soggetti (stima diretta).

Si assuma che il danno ambientale produca degli adattamenti nel comportamento dei soggetti economici coinvolti: se si verifica una diminuzione nel flusso di servizi provenienti da risorse ambientali si verificherà una variazione nel comportamento dei consumatori e dei produttori e tale variazione potrà determinare un mutamento nell'assetto di mercato, individuato dalle quantità e dai prezzi dei beni scambiati³. Pertanto, qualsiasi evento, negativo o positivo, collegato, in qualche modo, alla qualità dell'ambiente può avere delle ripercussioni sul sistema economico e produttivo.

Tali ripercussioni possono essere riassunte nelle seguenti tipologie, che possono manifestarsi anche contemporaneamente⁴:

- 1) modificazioni nel paniere dei beni acquistati dai consumatori;
- 2) modificazioni nei processi produttivi;
- 3) variazione del valore e della consistenza del capitale naturale e costruito.

Gli effetti del danno ambientale possono quindi riguardare una variazione nel flusso di reddito, profitto, utilità e/o nel valore del capitale.

Da ciò consegue che *il danno può avere natura molteplice*: può cioè essere *la risultante di diverse componenti, ciascuna delle quali va valutata separatamente*, ponendo successivamente molta attenzione in sede di aggregazione, per evitare i doppi conteggi.

La chiave per riconoscere, e quindi valutare il livello nel cambiamento prodotto o indotto da una diminuzione della qualità ambientale, è il confronto fra la situazione con il danno e quella che si sarebbe verificata in sua assenza. Tale valutazione implica:

- 1) l'identificazione e la valutazione dei benefici pubblici prodotti dalla risorsa ambientale in assenza di danno (situazione 'senza');
- 2) l'identificazione e valutazione dei benefici pubblici erogabili dalla risorsa dopo l'evento dannoso (situazione 'con').

Spesso, con riferimento a situazioni in cui è necessario valutare una variazione, si utilizzano i termini ante/post come sinonimi di con/senza, tuttavia si ritiene più corretto utilizzare la terminologia con/senza in quanto la valutazione deve essere effettuata rispetto al medesimo momento temporale e non prima e dopo l'evento. Nell'arco di tempo che intercorre fra prima e dopo l'evento dannoso, infatti, le condizioni ambientali possono mutare per cause indipendenti dall'evento che si sta valutando.

Nei paragrafi seguenti vengono approfonditi la teoria ed il metodo per la valutazione delle componenti del danno rispetto al comportamento del consumatore e del

³ Da notare che l'adattamento può anche non influenzare l'assetto del mercato in quanto può concretizzarsi nella variazione della fruizione di altri beni ambientali.

⁴ Ad esempio, le emissioni di una discarica che inquinano l'area circostante possono indurre gli abitanti a dotarsi di impianti di deodorizzazione dell'aria, danneggiare la produzione agricola, abbassare il valore dei suoli limitrofi, inquinando le acque, ridurre il valore ricreativo di un fiume che scorre in prossimità della discarica stessa.

produttore. Questa analisi costituisce la premessa indispensabile al successivo inquadramento e approfondimento dei metodi operativi utilizzati per la stima del danno ambientale, che saranno analizzati nel quarto capitolo.

In questa parte, si fa generalmente riferimento ad una stima del danno su base annua. La valutazione di tutte le componenti del danno in situazioni concrete comporta una valutazione che riguarda tutto l'orizzonte interessato dagli effetti dell'evento avverso. Questo particolare aspetto sarà affrontato nel capitolo cinque.

3.1 Danno e comportamento del consumatore

Una volta accettata la nozione che il valore di un bene ambientale derivi dal flusso di beni e servizi che ne ricavano i vari attori del sistema economico (valori di uso), e dal grado di apprezzamento della risorsa in sé che gli individui esprimono (valori passivi), nel valutare un danno che colpisca tale bene è necessario prendere le mosse dall'analisi di come gli individui si comportino in relazione al bene stesso. Gli strumenti necessari allo scopo vengono forniti, innanzitutto, dalla teoria delle scelte del consumatore.

Tale teoria si propone di spiegare in che modo un individuo razionale scelga di ripartire le sue risorse limitate tra i diversi usi alternativi che gli si offrono. L'idea di base è che ogni individuo abbia dei bisogni e che agisca razionalmente in maniera da conseguirli. Egli, dunque, vuole acquisire dei beni, laddove, in termini economici, per bene si intende qualsiasi cosa il cui consumo lasci l'individuo più soddisfatto di prima. Non tutti i bisogni, chiaramente, quando vengono realizzati, forniscono al consumatore la stessa soddisfazione. Ogni individuo, cioè, ha dei gusti, chiamati preferenze.

D'altra parte, reddito e tempo limitati non consentono al consumatore di fare tutto quanto desidera, quindi egli si trova a dover scegliere quali beni acquisire e in che quantità, e a quali rinunciare. Questa limitata disponibilità di risorse costituisce per il consumatore un vincolo di bilancio. Secondo la teoria del consumatore, un individuo, tra i tutti i panieri che le sue risorse gli permettono di acquistare, opterà per quello che gli garantisce la massima soddisfazione⁵.

Per rappresentare formalmente le preferenze del consumatore si utilizzano delle funzioni di utilità, ciascuna delle quali è costruita in modo da associare a ogni

⁵ Per studiare analiticamente in quale modo il consumatore compie la scelta tra le varie combinazioni di beni a sua disposizione, sono necessarie delle assunzioni circa i requisiti delle preferenze:

1) *completezza*. Si suppone che il consumatore sia sempre in grado di confrontare due combinazioni di beni. Dati due panieri qualsiasi, quindi, egli sarà sempre capace di stabilire quale dei due gli sia più gradito, oppure se gli sia indifferente consumare l'uno o l'altro;

2) *riflessività*. Si assume che, dal punto di vista del consumatore, ogni combinazione di beni sia desiderabile quanto se stessa. Benché dal punto di vista strettamente economico questa assunzione sia piuttosto ovvia, essa è necessaria alla coerenza del modello interpretativo;

3) *transitività*. Se il consumatore preferisce un paniere di beni *A* rispetto ad un paniere *B* e questo ultimo è, a sua volta, reputato migliore del paniere *C*, si assume che il paniere *A* sia preferito anche al paniere *C*.

A queste tre assunzioni è pratico, e in molti casi giustificato, aggiungerne una quarta, detta ipotesi di non sazietà. In base ad essa, tra due panieri uguali in tutto eccetto il fatto che uno dei due contiene una quantità maggiore di un bene, il consumatore preferirà sempre il paniere più abbondante. Sebbene sia poco realistico immaginare che i consumatori non siano mai sazi, questa assunzione è molto impiegata, perché semplifica di molto l'analisi e, in genere, non porta a conclusioni fuorvianti. D'altra parte, le implicazioni di questa ipotesi sono stemperate, in generale, da un'ulteriore assunzione: quella che il benessere che un individuo ricava dal consumo di un'unità aggiuntiva di un certo bene sia via via minore al crescere della quantità già consumata di quello stesso bene. Per far riferimento sinteticamente a questa idea, si parla di utilità marginale decrescente.

combinazione di beni consumati un certo livello di soddisfazione o benessere raggiunto con il loro consumo.

Ogni individuo, in sintesi, ottimizza il proprio benessere combinando i beni economici (privati e pubblici) in un paniere che risulta al primo posto nella graduatoria delle utilità prodotte da tutti i possibili panieri che si può permettere.

Il benessere totale di un individuo dipende, quindi, dal consumo di beni e servizi; esso aumenta con le quantità di beni consumati - pur con incrementi decrescenti - ed è condizionato dal reddito disponibile e dai prezzi di mercato. Dati questi presupposti, il consumatore può ottimizzare le proprie scelte seguendo due percorsi. Il primo, indicato nella letteratura economica con il termine di *problema primale*, si basa sulla massimizzazione della funzione di utilità soggetta al vincolo del reddito disponibile. Il secondo, noto come *problema duale*, cerca l'allocazione del reddito tra i diversi beni e servizi che consente di raggiungere un prefissato livello di utilità con la minima spesa. Il primo approccio, più intuitivo, presenta problemi applicativi, in quanto presuppone la conoscenza e la stima della funzione di utilità. L'approccio duale, invece, richiede la conoscenza di una funzione di spesa che, solitamente, è osservabile e misurabile. In altre parole, con l'approccio duale è possibile derivare le variazioni di utilità del consumatore osservando le variazioni della sua funzione di spesa. Le variazioni di utilità conseguenti ad una modificazione della composizione del paniere di beni consumati, anche se non direttamente quantificabile, possono essere, infatti, stimate mediante la variazione del surplus del consumatore, dato dalla differenza fra quanto il consumatore sarebbe disposto a pagare per procurarsi una certa quantità di un dato bene e quanto, in virtù del mercato, effettivamente paga. I prezzi pagati dal consumatore per procurarsi i beni economici sono quindi vincolati verso l'alto dalla massima disponibilità a pagare ma, al di sotto di questa soglia, dipendono esclusivamente dal mercato. Tanto è che, se il bene è pubblico, il prezzo è pari a zero.

Ritornando ora ai beni ambientali, si osserva che la maggior parte di essi è disponibile in quantità predeterminata, dal momento che la loro offerta non è subordinata al mercato, ma è o accidentale (è il caso di risorse naturali disponibili in una quantità prefissata), o è il frutto di scelte politiche collettive. Quindi, data una la funzione di utilità $U(\mathbf{X}, \mathbf{Q})$, dove \mathbf{Q} rappresenta il vettore dei beni e servizi ambientali gratuiti disponibili e \mathbf{X} è il vettore di tutti gli altri beni e servizi reperiti sul mercato, il benessere del consumatore sarà condizionato dal reddito disponibile (M), dai prezzi dei beni e servizi offerti dal mercato (\mathbf{P}) e dalla quantità di beni ambientali (\mathbf{Q}).

Il problema di ottimizzazione primale del consumatore può essere rappresentato dal seguente modello (Hanley e Spash, 1993):

$$\underset{x}{\text{Max}} \left[U(\mathbf{X}, \mathbf{Q}) \mid M \geq \sum_{j=1}^n P_j \cdot X_j; \bar{\mathbf{Q}} \right] \quad [12]$$

Il suo significato economico può essere così interpretato: il consumatore decide il paniere dei beni e servizi consumati, in modo da massimizzare la propria utilità

($\text{Max} [U(\mathbf{X}, \mathbf{Q})]$) e sotto il vincolo di un reddito limitato ($M \geq \sum_{j=1}^n P_j \cdot X_j$) e di una

prefissata disponibilità di beni ambientali gratuiti (\bar{Q}). La risoluzione della [12] consiste nell'individuare il vettore X delle quantità di ciascun bene j e dell'utilità U massima conseguibile. La funzione che descrive la composizione del paniere ottimo può essere così rappresentata:

$$X^* = X(\mathbf{P}, M, \bar{Q}) \quad [13]$$

L'impostazione duale è, per certi versi, speculare alla primale; si assuma ad esempio che il livello di utilità da raggiungere sia noto (ad esempio sia quello attuale), allora il problema non è tanto quello di massimizzare l'utilità, quanto quello di minimizzare la spesa per ottenerla. Il modello diventa allora il seguente:

$$\underset{x}{\text{Min}} \left[\sum_{j=1}^n P_j \cdot X_j \mid U(X, Q) \geq \bar{U}; \bar{Q} \right] \quad [14]$$

Il significato economico della [14] è il seguente: il consumatore compone il suo paniere in modo da minimizzare la spesa totale ($\underset{x}{\text{Min}} \left[\sum_{j=1}^n P_j \cdot X_j \right]$) e sotto il vincolo di una utilità minima \bar{U} , un reddito compatibile con il conseguimento di U e di un prefissato livello di qualità ambientale (\bar{Q}).

La funzione che rappresenta l'andamento della spesa che soddisfa la [14] è la seguente:

$$E^* = E(\mathbf{P}, \bar{U}, \bar{Q}) \quad [15]$$

Definita, appunto, funzione di spesa (Hanley e Spash, 1993; Nicholson, 1995).

Ovviamente, a parità di condizioni, e ponendo $U = \text{Max}(X, Q)$, la soluzione della [12] risulta la medesima della [14].

I modelli [12] e [14] possono essere utilizzati per osservare gli effetti indotti nel comportamento del consumatore da vari fattori, come variazioni di reddito, prezzi, preferenze. In questo contesto i modelli sono utili per valutare gli effetti indotti da variazioni nella disponibilità Q di beni ambientali.

In particolare, *se si ipotizza che i consumatori possano in qualche modo reagire al danno ambientale, allora vi sarà una modificazione della funzione di spesa e la sua analisi potrà fornire indicazioni utili alla valutazione della misura monetaria della componente del danno*. Infatti, seguendo l'approccio duale, le implicazioni economiche di una variazione negativa nella qualità dell'ambiente possono essere valutate evidenziando le modificazioni ΔE indotte nella funzione di spesa⁶. A titolo esemplificativo si supponga che si verifichi una variazione negativa nella caratteristica ambientale, Q , da Q_s a Q_c (ove $Q_s > Q_c$); questa causerà una modifica-

⁶ Come già ricordato, nel caso di danni ambientali che non modificano l'equilibrio del sistema economico le variazioni nella funzione di spesa riguardano essenzialmente le quantità di beni consumati. Se, al contrario, si verificano modificazioni significative del sistema economico (disastro ambientale) allora si modifica anche il sistema dei prezzi e quindi sarà necessario misurare anche le variazioni di surplus prodotte dal cambiamento dell'equilibrio.

zione delle modalità di allocazione del reddito (ad esempio a causa di spese difensive) ed una contemporanea contrazione di benessere ($U_s > U_c$). La modificazione osservabile nella funzione di spesa sarà la seguente:

$$\Delta E = E(\mathbf{P}_c, U_c, \mathbf{Q}_c) - E(\mathbf{P}_s, U_s, \mathbf{Q}_s) \quad [16]$$

Ora, se gli effetti del danno ambientale sono considerati come una variazione negativa di risorse a fruizione libera e gratuita che modifica la funzione di spesa del consumatore riducendone l'utilità, il risarcimento del danno (D) subito può essere assimilato ad una compensazione che, modificando a sua volta la funzione di spesa, riporta il consumatore al livello di utilità iniziale. Ovvero:

$$D = E(\mathbf{P}_c, U_s, \mathbf{Q}_c) - E(\mathbf{P}_s, U_s, \mathbf{Q}_s) \quad [17]$$

Ovviamente, non è detto che la funzione di spesa in presenza del risarcimento debba coincidere con quella in assenza del danno. Essa sarà uguale solo se verranno ristabilite le condizioni ambientali iniziali \mathbf{Q}_s . Dunque, *la misura economica del danno sofferto dai consumatori può essere definita come il livello minimo di spesa che assicura il livello iniziale di utilità (U_s) e quindi compensa pienamente la riduzione nel livello di qualità ambientale.*

Se, ad esempio si assume una funzione di spesa di tipo lineare ed additivo, il danno è commisurato alla maggiore spesa che compensa la riduzione nel livello di qualità ambientale. Ovvero:

$$D = \left[\sum_{j=1}^n P_j^c \cdot X_j^c - \sum_{j=1}^m P_j^s \cdot X_j^s \right] U^s = U^c \quad [18]$$

In tale scenario la spesa sostenuta in assenza di danno ($\sum_{j=1}^m P_j^s \cdot X_j^s$) viene confrontata con quella in presenza del danno ($\sum_{j=1}^n P_j^c \cdot X_j^c$) nell'ipotesi che quest'ultima

assicuri un livello di utilità esattamente uguale a quello iniziale.

Questo maggiore esborso potrebbe essere attribuito a spese difensive (es. vetri antirumore per proteggersi dall'inquinamento acustico), ai costi di ripristino necessari per ristabilire il livello di qualità ambientale iniziale, ai costi di surrogazione sostenuti per ristabilire l'utilità originaria (es. nel caso di distruzione di beni ambientali irriproducibili).

Va sottolineato che questa espressione implica, comunque, un certo grado di sostituibilità tra beni e servizi offerti dal mercato e beni e servizi ambientali. In questo caso, è possibile ottenere dal mercato informazioni utili per definire l'entità del danno. Tale condizione è necessaria, ad esempio, all'applicazione dei tradizionali metodi estimativi (Merlo, 1990).

Premesso che le situazioni concrete possono essere le più varie, di seguito vengono illustrati due casi limite nell'impiego dell'approccio duale nella valutazione del risarcimento del danno patito dagli individui per alterazione dell'ambiente:

- 1) il primo è riconducibile ai casi in cui è possibile il ripristino ambientale o, almeno, la surrogazione del bene colpito dal danno o dei servizi da esso erogati;
- 2) il secondo si riferisce, invece, alle situazioni in cui questa possibilità viene preclusa ed il risarcimento consente di ripristinare solo l'utilità iniziale, ma

non il bene ambientale.

Nella Figura 3.1 viene illustrato il primo caso. Questa situazione presuppone che l'evento dannoso non abbia compromesso in modo irreversibile la qualità ambientale. Invero, *la qualità ambientale iniziale (Q_s) può essere ristabilita o ripristinata* attraverso un investimento il cui costo rappresenta anche una misura che concorre alla determinazione del risarcimento del danno subito. La valutazione di queste componenti del danno fa riferimento al cosiddetto costo di riproduzione o di ricostruzione.

Ad esempio, la qualità di un corso di acqua inquinato dalle emissioni di una fabbrica può essere ripristinata da interventi di bonifica e dall'installazione di impianti di depurazione, purché il danno non abbia alterato in modo irreversibile le caratteristiche dell'ecosistema. E, ancora, l'inquinamento acustico proveniente da un aeroporto o da un'autostrada potrebbe essere eliminato mediante l'installazione di barriere antirumore.

Facendo sempre riferimento alla Figura 3.1, qualora la risorsa ambientale danneggiata sia compromessa in modo irreversibile, ma essa sia perfettamente surrogabile con un'altra risorsa, l'utilità iniziale (U_s) può essere ristabilita per surrogazione della qualità ambientale perduta $Q_c Q_s$, ed in questo caso l'investimento necessario per la surrogazione del bene o dei servizi rappresenta la misura del risarcimento.

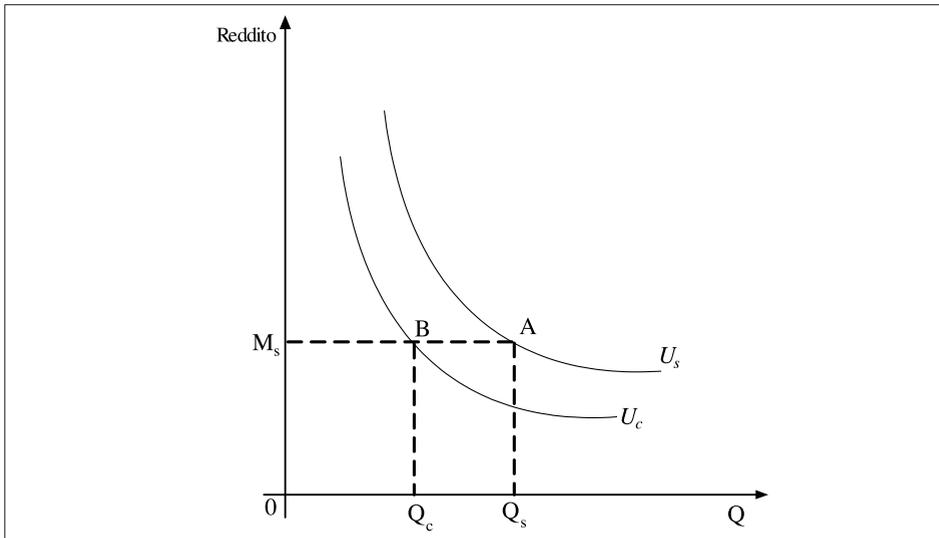


Figura 3.1 - Ripristino dell'utilità iniziale mediante ripristino o piena surrogazione della qualità ambientale

A questo caso si possono ricondurre tutte quelle situazioni in cui l'ambiente è stato alterato in modo irreversibile. È il caso, ad esempio, di una cava di marmo la cui presenza ha alterato, in modo permanente, la bellezza del paesaggio e ha compromesso l'ecosistema originario distruggendo rare specie vegetali autoctone. Oppure, di una discarica di rifiuti solidi urbani che oltre ai danni diretti (emissioni di odori, reflui, ecc.), spesso riparabili, induce delle modificazioni permanenti, come la riduzione della fertilità dei terreni limitrofi.

Come sarà meglio precisato più avanti, una forma di risarcimento del danno al-

l'ambiente impiegata nel caso di danni non ripristinabili consiste proprio nell'imporre al responsabile una surrogazione diretta della risorsa danneggiata (*surrogazione 'risorsa per risorsa'*) o almeno dei servizi da essa erogati (*surrogazione 'servizio per servizio'*) (NOAA, 1998)⁷.

Tuttavia, ogni situazione va valutata in relazione non solo alle caratteristiche del danno, ma anche all'entità e alla numerosità dei soggetti coinvolti. Ad esempio, se nel caso di inquinamento acustico urbano i cittadini si possono difendere mediante l'installazione di doppi vetri (spese difensive) che isolando la propria abitazione dall'ambiente esterno ripristinano l'utilità iniziale, la qualità dell'ambiente esterno non subisce comunque alcun miglioramento. Analogamente, le spese difensive sostenute per surrogare l'acqua potabile con l'acqua minerale non modificano la qualità dell'ambiente, ma ristabiliscono l'utilità iniziale del particolare utilizzatore. È da notare che le spese difensive presentano un duplice aspetto: da un lato possono essere considerate come spese di ripristino dell'utilità, dall'altro possono connotarsi come costi di surrogazione.

L'attendibilità della misurazione della componente del danno subita dai consumatori mediante la funzione di spesa rimane comunque circoscritta a danni la cui entità non influenza l'equilibrio di mercato. Sulla base di questa ipotesi, la funzione di spesa, ovvero la componente del danno, viene modificata mantenendo costanti i prezzi:

$$D = \left[\sum_{j=1}^n P_j \cdot X_j^c - \sum_{j=1}^m P_j \cdot X_j^s \middle| U^c = U^s \right] \quad [19]$$

In caso contrario, una modificazione dei prezzi di mercato implica una variazione del surplus anche dei soggetti non direttamente interessati dal danno.

In sostanza, quindi, l'approccio della funzione di spesa consente una stima verosimile della componente del danno sofferta dai consumatori quando:

- 1) l'entità del danno è limitata;
- 2) vi è sostituibilità tra beni e servizi ambientali e beni e servizi prodotti dal mercato;
- 3) è comunque possibile ripristinare il livello di utilità iniziale.

Nella Figura 3.2 viene descritto il caso in cui *il danno altera l'ambiente senza alcuna possibilità di ristabilire lo status iniziale, neppure per surrogazione, e, dunque, assumono grande rilevanza anche le componenti di valore passivo della risorsa danneggiata*. In questa situazione il danneggiato subisce una diminuzione dell'utilità (da U_s a U_c) cui non è in grado di reagire mettendo in atto apprezzabili ed osservabili variazioni della propria funzione di spesa. In questo caso la perdita di utilità subita può essere valutata, ai fini della determinazione del risarcimento del danno, stimando la variazione positiva di reddito (ΔM , tratto BC) che è in grado di riportare l'individuo sulla curva di utilità precedente il danno (U_s), pure in presenza di un livello di qualità ambientale permanentemente pregiudicata (Q_c). Questo caso è riconducibile, sotto il profilo teorico, ad una sorta di *surrogazione 'risorsa con moneta'*, utile ai fini della determinazione del risarcimento del danno. Su di es-

⁷ Tale surrogazione fisica, peraltro, aggira solo all'apparenza la questione della quantificazione economica del risarcimento, in quanto lascia semplicemente in ombra la valutazione della congruità degli investimenti necessari per la surrogazione.

sa si fonda, ad esempio, il metodo della valutazione contingente, essenziale per la valutazione delle componenti di valore passivo di una risorsa ambientale, ma impiegabile anche per la stima di valori di uso.

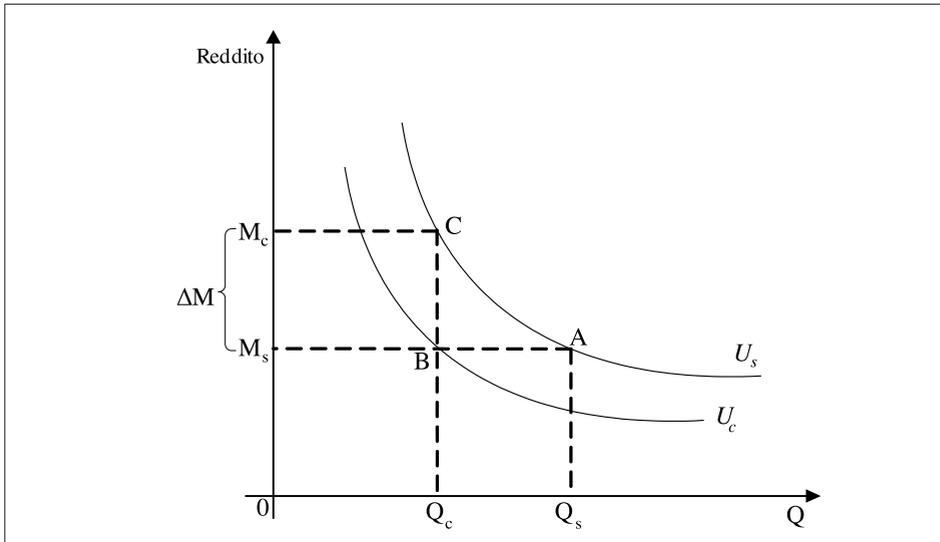


Figura 3.2 - Ripristino dell'utilità iniziale per compensazione monetaria

3.2 Danno e comportamento del produttore

Dal punto di vista dei produttori il danno ad una risorsa ambientale può essere valutato da due diversi punti di vista: quello di *un produttore che subisce il danno* (paragrafo 3.2.1) e quello di *un produttore che, arrecando un danno ambientale, trae un profitto indebito* (paragrafo 3.2.2). Come sarà evidenziato nel prossimo capitolo entrambi i punti di vista possono essere utili ai fini della valutazione del risarcimento per danno all'ambiente.

Analogamente al consumatore, anche il comportamento del produttore viene influenzato dalla qualità dell'ambiente. Egli, infatti, ottiene una parte dei fattori produttivi direttamente o indirettamente dall'ambiente, o sotto forma di materie prime o sotto forma di risorse naturali (es. acqua pulita, suolo, ecc.). Una variazione nella quantità o nella qualità dei fattori produttivi si può tradurre in una modificazione del corrispondente livello produttivo e/o in un incremento dei costi di produzione.

3.2.1 Il danno subito dal produttore

Formalmente, anche il comportamento del produttore può essere analizzato impiegando l'approccio primale o duale. Entrambi conducono alla medesima soluzione, ma quello duale offre i vantaggi di operare sulla funzione di costo, che è direttamente misurabile, mentre il primale presuppone la conoscenza della funzione di produzione, ovvero della tecnologia produttiva.

In sintesi, seguendo l'approccio duale, il problema di scelta del produttore è quello di raggiungere un prefissato livello di produzione Y , impiegando dei fattori di produzione X reperiti sul mercato ed un fattore di tipo ambientale con determinate

caratteristiche qualitative Q (ad esempio, acqua di prefissati livelli qualitativi), in modo da minimizzare il costo di produzione. L'approccio duale permette di individuare la funzione di costo minimo:

$$C^* = C(W, \bar{Y}, \bar{Q}) \quad [20]$$

dove W è il vettore dei prezzi dei fattori di produzione acquistati, \bar{Y} è il prefissato livello produttivo e \bar{Q} è il vettore che esprime lo stato del fattore di produzione ambientale impiegato.

A seguito dell'evento dannoso l'alterazione della quantità e/o qualità delle risorse ambientali impiegate nell'attività produttiva può riflettersi, talora in modo significativo, sulla produzione delle imprese coinvolte: tali modificazioni sono evidenziate direttamente da variazioni nella funzione di costo [20].

L'attendibilità di questa valutazione dipende dall'effettiva possibilità di sostituire le risorse ambientali con fattori produttivi di mercato nel processo di produzione e dagli effetti sui prezzi di tale operazione. *La sostituibilità tra risorse e fattori comporta, infatti, la possibilità di stabilire una qualche forma di compensazione del danno subito e permette una misura diretta di questo ultimo.*

Per esempio, si ipotizzi che gli scarichi di una fabbrica riducano la qualità dell'acqua irrigua utilizzata dagli agricoltori a valle del punto di emissione, portandola da un livello Q_s ad uno inferiore, Q_c . Gli agricoltori, nell'ipotesi che subiscano una riduzione della produzione impiegando, a parità di altre condizioni, il fattore ambientale Q_c , hanno due possibilità: i) raggiungere il livello di produzione iniziale Y_s , sostenendo maggiori costi dovuti ad un impiego aggiuntivo di fattori X per surrogazione, al ripristino e/o spese difensive (es. utilizzo di acqua di falda da pozzi, oppure depurazione delle acque); ii) quando la perdita qualità ambientale non sia surrogabile da un maggiore impiego di fattori di produzione e/o il ripristino della qualità iniziale Q_s risulti troppo oneroso o, addirittura, impossibile, la perdita produttiva si traduce in una riduzione dei profitti. Sia nell'una che nell'altra ipotesi, il danno può essere misurato utilizzando la funzione di costo [20].

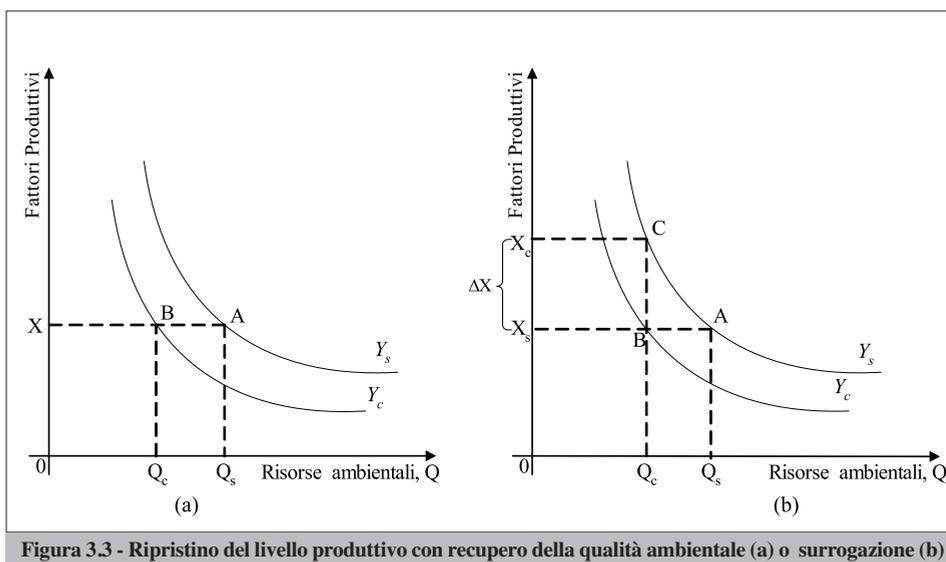


Figura 3.3 - Ripristino del livello produttivo con recupero della qualità ambientale (a) o surrogazione (b)

Più in generale, ed analogamente al caso del consumatore, anche per il produttore si possono distinguere le seguenti situazioni:

- 1) l'equilibrio produttivo può essere ripristinato (Figura 3.3.a). In tal caso viene sostenuto un costo aggiuntivo da parte delle imprese per ristabilire le condizioni di produzione esistenti prima del deterioramento del fattore ambientale Q ;
- 2) la produzione può essere ristabilita, ma con una diversa combinazione di fattori (Figura 3.3.b). In questo caso, alcune risorse ambientali devono essere surrogate da altri fattori produttivi;
- 3) il livello produttivo non può essere ristabilito a causa dell'impossibilità di ripristinare o di surrogare le risorse ambientali iniziali con altri fattori della produzione (Figura 3.4).

Nel primo caso, la componente di danno può essere misurata in termini di costi di ripristino del livello qualitativo Q_s del fattore ambientale. L'ammontare dei costi di ripristino, K , dipende dall'entità e dalla natura del danno:

$$K = f(\Delta Q) \quad [21]$$

Nel secondo caso, cioè nell'ipotesi che sia possibile raggiungere il livello produttivo iniziale Y_s , anche in presenza di una qualità del fattore ambientale Q_c , la componente il danno ambientale sofferto dal produttore (D) può essere valutata dall'incremento del livello di costo minimo necessario per assicurare il livello iniziale di produzione (Y_s). In questo caso, i maggiori costi di surrogazione e/o difensivi compensano la riduzione nel livello quanti-qualitativo ambientale:

$$D = C(W, Y_s, Q_c) - C(W, Y_s, Q_s) \quad [22]$$

Nel terzo caso, il deterioramento della risorsa ambientale, Q , si traduce in una diminuzione permanente del livello produttivo iniziale. Tale situazione produttiva viene illustrata nella Figura 3.4, in cui ogni livello produttivo viene ottenuto solo con una prefissata combinazione di fattori produttivi e risorse ambientali⁸. Pertanto, un danno ambientale che riduce la disponibilità di risorse da Q_s a Q_c , si traduce in una diminuzione del livello produttivo da Y_s a Y_c . Le condizioni produttive iniziali non possono essere ristabilite e l'unica possibilità di compensazione di questa componente del danno è rappresentata da un risarcimento almeno pari alla perdita di reddito sofferta.

⁸ In questo caso si assume una funzione di produzione a coefficienti fissi o di Leontief (Nicholson, 1995).

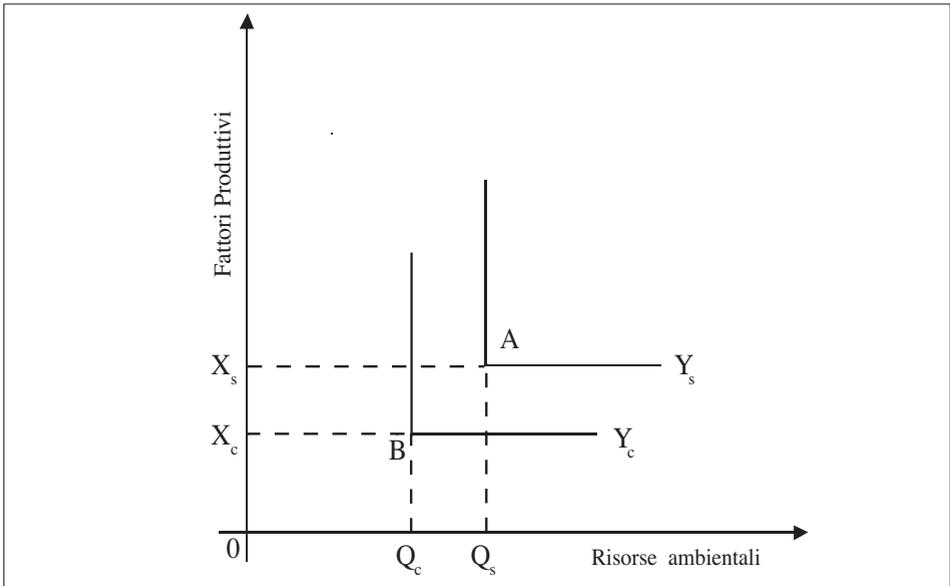


Figura 3.4 - Non surrogabilità delle risorse ambientali

In questo caso, il danno è commisurato ai mancati ricavi, al netto dei relativi costi, cioè ai mancati redditi; solo con un indennizzo pari a tale valore il produttore, infatti, non subirà alcuna diminuzione dei propri profitti. In questo caso, la misura monetaria del danno sarà pari a:

$$D = (Y_s - Y_c)(P - CM_v) \quad [22]$$

dove P è il prezzo del prodotto e CM_v sono i costi medi variabili di produzione⁹. I tre casi sopra esaminati rappresentano situazioni estreme; nella realtà il danno si configura spesso come una loro combinazione. Ad esempio, l'inquinamento idrico di un corso di acqua danneggia gli agricoltori, che usano l'acqua per scopi irrigui, o i pescatori del fiume per i quali il pescato rappresenta una fonte di reddito o un surplus, se pescatori non professionali. Se esiste la reale possibilità di ristabilire la qualità dell'acqua, si fa riferimento alle spese di ripristino della qualità (es. depurazione) ed ai mancati redditi temporaneamente sofferti; se l'inquinamento è irreversibile, ma è comunque possibile ristabilire il livello di produzione agricola iniziale, il danno sofferto dagli agricoltori sarà valutato con riferimento alle spese necessarie per procurarsi l'acqua da fonti alternative (es. pozzi). Nel caso dei pescatori, invece, l'acqua inquinata significa la perdita, parziale o totale, della produzione e il loro danno è quindi rappresentato dai mancati redditi derivanti dalla pesca.

Come nel caso del consumatore, la valutazione del danno con i criteri sopra espo-

⁹ A fini esemplificativi, si assume che i costi medi siano proporzionali al livello di produzione, cioè il danno influenzi i soli costi variabili di produzione. Qualora vi sia un aumento anche dei costi fissi su base annua (ammortamento, investimenti, maggiore manodopera, ecc.) il danno andrà valutato tenendo conto anche di questi aspetti, facendo attenzione al problema dei 'doppi conteggi' nella loro aggregazione tra gli anni. Questo aspetto sarà approfondito nel capitolo cinque.

sti, è agevole solo nei casi non catastrofici, cioè quando il danno insorto non è così rilevante da comportare una modificazione nei prezzi di mercato dei fattori e dei prodotti. Ad esempio, se l'acqua irrigua inquinata abbassa le produzioni in un'area molto vasta si potrebbe generare una contrazione dell'offerta, con una riduzione di surplus dei consumatori e un aumento di quello dei produttori non coinvolti. In questo caso, gli effetti finali vanno valutati nella loro complessità e, spesso, non sono facilmente prevedibili, soprattutto quando il danno si prolunga nel tempo.

Pertanto l'approccio della funzione di costo consente un'agevole stima del danno quando:

- 1) l'entità del danno è limitata;
- 2) esiste sostituibilità tra fattori produttivi ambientali e di mercato;
- 3) è possibile ripristinare la perdita di reddito sofferta dal produttore.

Nel dominio di tali ipotesi, come si vedrà in dettaglio nel capitolo quattro, questo approccio consente di affrontare la stima del danno sofferto dai produttori ispirandosi a metodi quali il costo di produzione e di surrogazione.

3.2.2 Danno e profitto indebito

La stima del profitto indebito è contemplata nell'art. 18 L. 349/86 come uno dei parametri di riferimento per la valutazione equitativa, nei casi in cui non sia possibile quantificare il danno ambientale (comma 6, art. 18).

In molti casi, il danno viene causato dal produttore che impiega delle risorse ambientali in modo indebito al fine di trarne un vantaggio o profitto economico. In questo caso, *l'attenzione viene focalizzata non tanto sul danneggiato quanto sul responsabile del danno*¹⁰. Quando l'evento avverso interessa beni pubblici, si possono incontrare problemi nella valutazione del risarcimento del danno seguendo gli approcci proposti negli altri paragrafi, quindi, può essere utile stimare il valore del profitto indebitamente percepito dal responsabile.

Da un punto di vista economico, il profitto indebito è pari ai maggiori benefici netti percepiti dal produttore nell'ipotesi di sfruttamento indebito delle risorse ambientali. A fini esemplificativi, si ipotizzi che il livello produttivo, con e senza sfruttamento del bene ambientale, sia pari rispettivamente a Y_c e Y_s , che il prezzo del prodotto sia pari a P e che i costi medi totali sostenuti dal produttore siano pari a CM . Nel calcolo del profitto indebito, π , si possono osservare i seguenti casi:

- 1) Il livello produttivo autorizzato non consente all'impresa, che dispone di una data tecnologia di produzione e una data capacità produttiva, di raggiungere il punto di equilibrio producendo Y_s . Questo avviene nel caso in cui l'impresa non internalizzi i costi sociali che, invece, sono valutati dalla collettività che fissa il livello produttivo autorizzato a Y_s . Commettendo un illecito, il produttore aumenta il livello produttivo a Y_c , così da incrementare i ricavi in modo più che proporzionale rispetto ai costi e realizzare un profitto indebito pari a:

$$\pi = Y_c(P - CM_c) - Y_s(P - CM_s) \quad [24]$$

¹⁰ Prevista anche dall'art.2043 del Codice Civile.

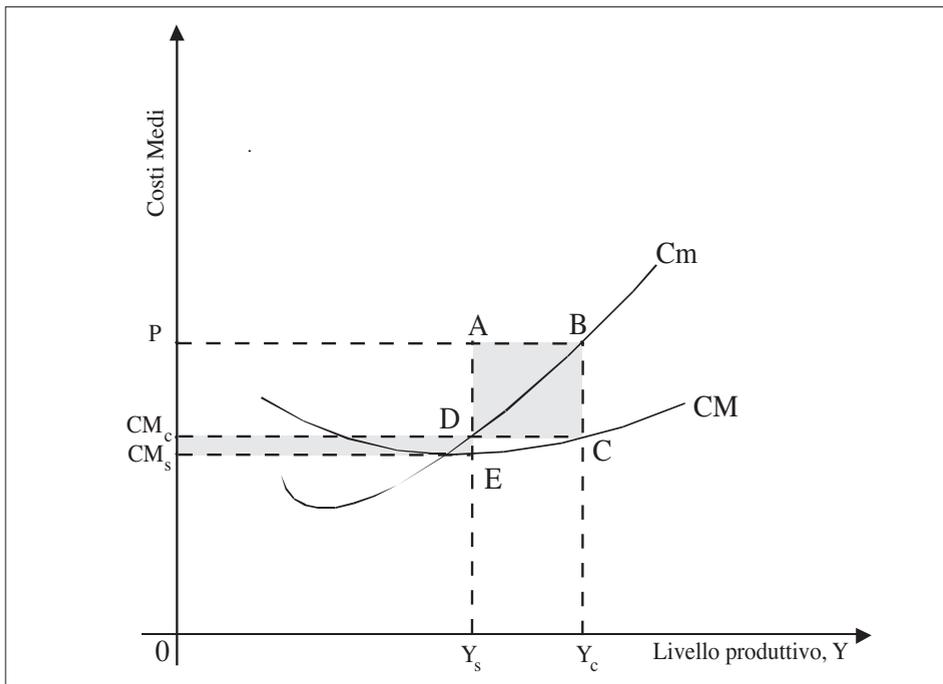


Figura 3.5 - Profitto indebito e limiti sulla produzione

In questo caso l'impresa spinge la produzione fino al livello Y_c , in cui il prezzo eguaglia il costo marginale privato (efficienza economica privata). L'incremento nella produzione viene accompagnato da un aumento più che proporzionale dei ricavi rispetto ai costi. Graficamente (Figura 3.5), il profitto indebito risulta dalla differenza tra l'area $ABCD$ e l'area $CM_c DECM_s$ ¹¹.

Questo, ad esempio, è il caso di un'attività estrattiva (es. ghiaia, marmo) la cui dimensione efficiente rispetto al prezzo di mercato avviene in corrispondenza di un livello produttivo Y_c , superiore rispetto a quello autorizzato, Y_s , che tiene conto dei costi sociali. Il raggiungimento dell'efficienza, e del maggiore profitto, sono quindi validi motivi che inducono l'impresa a comportamenti scorretti, con inevitabili conseguenze negative sull'ambiente.

Il pregiudizio ambientale è associato ad un aumento di produzione ma non ha alcun effetto sul livello dei costi medi di produzione, CM :

$$\pi = (Y_c - Y_s)(P - CM) \quad [25]$$

¹¹ Nella situazione senza danno, infatti, il profitto, misurato come ricavi (OY_sAP) meno costi totali (calcolati sulla curva di costo medio, OY_sECM_s), è pari a CM_sEAP ; in quella con danno, invece, il profitto è pari a CM_c

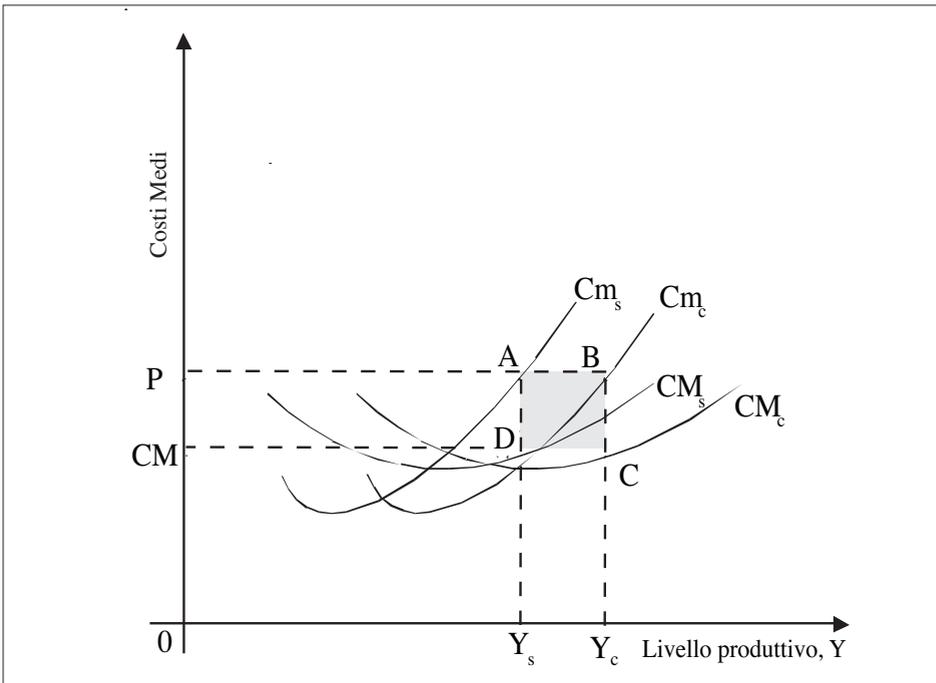


Figura 3.6 - Profitto indebito e livello produttivo

Questa situazione è esemplificata nella Figura 3.6, nell'ipotesi che il prezzo rimanga costante (ipotesi di mercato concorrenziale) e che la struttura dei costi medi non sia modificata, ma solo traslata. A differenza del caso precedente, l'impresa adegua la propria capacità produttiva al maggiore livello produttivo replicando la dimensione di alcuni investimenti. In tal caso, il livello finale dei costi medi potrebbe restare inalterato mentre l'incremento di profitto, calcolato con la [25], è pari all'area $ABCD$.

Ad esempio, nello sfruttamento di una cava di ghiaia, oltre i limiti consentiti, il profitto indebito è rappresentato dal reddito per unità di prodotto $(P - CM)$ moltiplicato per la maggiore produzione realizzata $(Y_c - Y_s)$. Tale incremento produttivo è ottenuto, ad esempio, aumentando il numero delle attrezzature impiegate nell'attività di estrazione e trasporto, a parità di tecnologia.

Il pregiudizio ambientale non modifica il livello produttivo, ma il mancato rispetto delle norme ambientali riduce i costi medi di produzione, poiché l'impresa non internalizza parte dei costi esterni legati all'inquinamento generato. Questo è il caso di un produttore che non adotta alcuna misura di protezione dall'inquinamento (es. depurazione, riciclaggio dei rifiuti). Assumendo per semplicità che l'introduzione di una tecnologia più rispettosa dell'ambiente influenzi i soli costi fissi, l'indebito profitto è pari a:

$$\pi = Y(CM_s - CM_c) \quad [26]$$

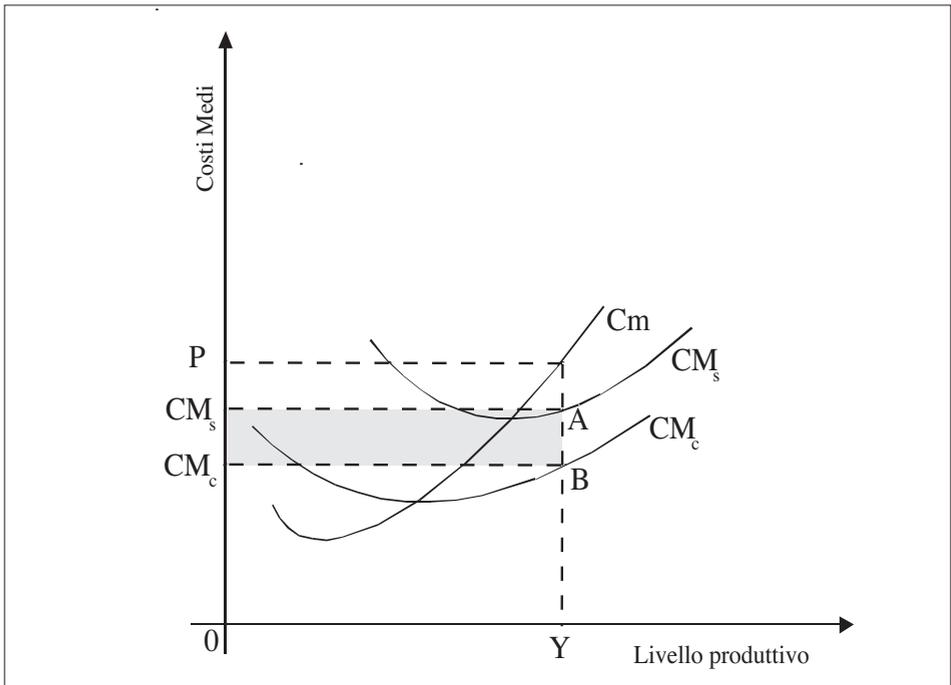


Figura 3.7 - Profitto indebito e costi medi di produzione

Il profitto indebito viene illustrato dall'area ombreggiata della Figura 3.7. Esso è una conseguenza della mancata internalizzazione di costi esterni che innalzano il livello dei costi medi da CM_c a CM_s . Il confronto tra la situazione senza e con danno evidenzia un incremento dei costi totali da $CM_c \cdot Y$ a $CM_s \cdot Y$ (area $CM_c B A C M_s$).

Il pregiudizio ambientale è associato ad una modificazione sia nel livello produttivo sia nei costi medi di produzione. Questo è il caso più generale rispetto ai tre precedenti e il profitto indebito è dato dal valore della maggior produzione al netto dei relativi costi medi:

$$\pi = Y_c(P - CM_c) - Y_s(P - CM_s) \quad [27]$$

Nella Figura 3.8 viene illustrato il caso in cui l'attività che è causa di danno ambientale comporta la mancata internalizzazione di alcuni costi esterni (es. mancato disinquinamento) e lo sfruttamento di alcune risorse ambientali perchè l'attività produttiva viene spinta oltre il livello desiderato dalla collettività. Il confronto tra la situazione con e senza danno ambientale evidenzia un incremento di profitto (o profitto indebito) pari alla differenza tra l'area $PCDCM_c$ (profitto con danno) e l'area $PABCM_s$ (profitto senza danno).

È questo il caso di un'impresa manifatturiera che adotta una tecnologia di trattamento dei propri inquinanti fuori norma, il cui costo medio di produzione (CM_c) è inferiore a quello che avrebbe depurando in modo efficace (CM_s). Di conseguenza, l'impresa attiva un livello di produzione, Y_c , superiore a quello che dovrebbe attuare depurando (Y_s); essa consegue un profitto indebito commisurato ai ricavi ottenu-

ti dalla maggiore produzione e dai minori costi.

A differenza degli altri approcci presentati in questo capitolo, la valutazione del danno mediante profitto indebito potrebbe portare ad un valore inferiore al danno effettivamente provocato.

Si pensi ad esempio ad una cava il cui danno viene valutato con riferimento al solo valore di mercato della ghiaia prelevata dal letto di un torrente, senza includere altri eventuali danni ambientali. Per esempio, l'asportazione della ghiaia potrebbe aver alterato la capacità di invaso del torrente da cui è stata prelevata, o aver modificato in modo irreversibile l'ecosistema del torrente, o aver diminuito il valore paesaggistico dell'intera area.

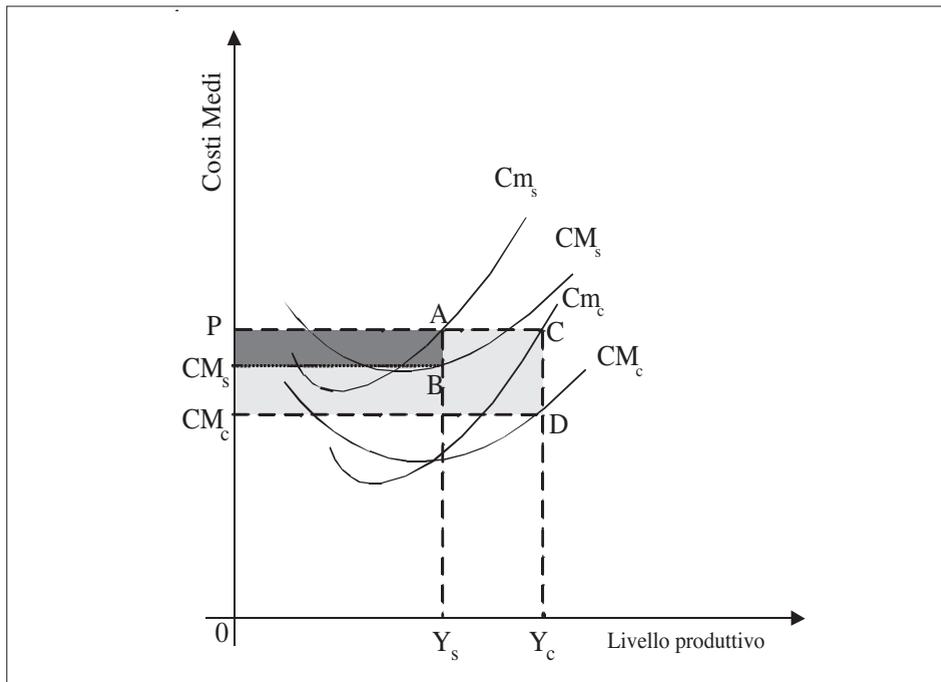


Figura 3.8 - Profitto indebito, livello produttivo e costi di produzione

Peraltro non si deve sottovalutare il fatto che questo metodo di valutazione, colpendo in modo diretto e efficace l'attività produttiva responsabile dell'inquinamento, si propone sia di favorire un riorientamento delle attività già esistenti verso l'impiego di tecnologie a minor impatto ambientale, sia di scoraggiare le attività di potenziali inquinatori, dissuadendoli dall'adottare comportamenti dannosi per l'ambiente.

4. METODI DI VALUTAZIONE MONETARIA NEL RISARCIMENTO PER DANNO AMBIENTALE

4.1 L'approccio integrato nella stima delle componenti del danno ed i metodi di valutazione

Nei capitoli precedenti è stato evidenziato come il danno ambientale, causando una contrazione nella disponibilità dei beni a fruizione libera e gratuita, determina una riduzione del benessere collettivo, mentre la sua misura monetaria è individuata dalla somma in grado di fornire agli individui un flusso di utilità equivalente a quello perduto in conseguenza dell'evento dannoso. In via teorica, quindi, il risarcimento economico per un danno ambientale subito dagli individui può essere quantificato nella somma di denaro che compensa la perdita di benessere sofferta a seguito del deterioramento del bene ambientale, in quanto permette di acquisire beni e servizi in grado di fornire una utilità equivalente.

È stato inoltre sottolineato come i beni ambientali generino sovente utilità multiple, sia di tipo privato che pubblico, alcune delle quali legate a valori d'uso associati alla risorsa ambientale (esprese da individui, definiti fruitori attuali della risorsa) ed analizzabili secondo la teoria del consumatore e/o del produttore (Touaty e Gié, 2004; Point, 1993), ed altre legate a componenti di valore passivo del bene ambientale stesso. Queste ultime, sono espresse da una categoria più ampia di individui, che sono stati chiamati fruitori in senso lato del bene ambientale. Esse sono valutabili nell'ambito della teoria del consumatore, tenendo conto dell'utilità generata dalla risorsa non già in seguito ad una sua fruizione materiale, quanto piuttosto come conseguenza del desiderio che essa continui ad esistere per essere fruibile in futuro (dall'individuo o dalle generazioni future), o per ragioni di tipo etico o altruistico.

È stato infine evidenziato come un danno ambientale possa esplicitarsi in componenti diverse, che sono distinguibili a seconda dei soggetti colpiti e delle funzioni danneggiate.

Alla luce di questo, per stabilire l'entità del risarcimento è necessario misurare in termini monetari le variazioni di benessere sofferte dagli individui, valutando il comportamento che questi adottano per tentare di ripristinare il livello di utilità iniziale o, in assenza di adattamenti, tramite valutazione diretta.

Anche se questa impostazione è convincente sul piano teorico, vi sono tuttavia delle difficoltà operative, data la natura prevalentemente pubblica di molte risorse ambientali, che rende non immediati i riferimenti al mercato.

In questo capitolo saranno illustrati i metodi di valutazione delle diverse componenti del danno ambientale, classificandoli secondo gli approcci seguiti per cogliere le preferenze che gli individui esprimono nei confronti del bene ambientale danneggiato (Deacon *et al.*, 1998). In particolare, i metodi illustrati nel seguito del capitolo sono raggruppabili in tre categorie, a seconda dello specifico approccio metodologico a cui sono riconducibili (Garrod e Willis, 1999; Turner *et al.*, 1994; Gregersen *et al.*, 1997; Touaty e Gié, 2004):

- 1) approccio delle preferenze imputate;
- 2) approccio delle preferenze rivelate;
- 3) approccio delle preferenze dichiarate.

I metodi che applicano gli approcci delle preferenze imputate e rivelate sono tipicamente metodi che seguono l'approccio duale, in quanto si basano sull'equiva-

lenza tra l'utilità perduta e la somma di denaro in grado di ripristinarla facendo leva sugli adattamenti degli individui, valutabili o come variazione della funzione di spesa o dei costi di produzione che coinvolgono beni o servizi di mercato. In tali casi quindi, la valutazione delle componenti di danno può essere effettuata con i metodi che fanno riferimento alla valutazione di beni privati collegati, direttamente o indirettamente, al bene danneggiato. Questi metodi di valutazione, basati sulla relazione tra bene ambientale e beni privati, consentono di cogliere, in genere, solo una parte del VET, in particolare valori d'uso. Una tale approssimazione risulta peraltro accettabile quando i valori passivi interessati dal danno sono di entità trascurabile, cioè quando il danno è ripristinabile e/o reversibile. In caso contrario, le componenti di valore passivo possono diventare rilevanti e l'unico modo per cogliere il VET è di integrare i risultati ottenuti attraverso gli approcci delle preferenze imputate e rivelate con quelli delle preferenze dichiarate, riconducibili, come già richiamato, ad una sorta di surrogazione monetaria della risorsa danneggiata.

1) Approccio delle preferenze imputate

In assenza di informazioni dirette sulle preferenze degli individui, ovvero sull'utilità che essi ritraggono dalla risorsa ambientale, i metodi di valutazione riconducibili all'approccio delle preferenze imputate attribuiscono indirettamente un valore al bene ambientale, osservando i costi sostenuti (o da sostenere) per l'acquisto di beni privati. Secondo tale approccio, infatti, il valore di alcune componenti del danno può essere posto almeno pari a quanto gli individui sarebbero disposti a spendere per ripristinare il bene ambientale danneggiato o per sostituirlo in caso di non piena ripristinabilità.

Nello specifico, i metodi che si rifanno all'approccio delle preferenze imputate rappresentano criteri di stima del risarcimento che attribuiscono un valore monetario alle componenti di danno sulla base delle spese difensive, del costo di ripristino, se tecnicamente possibile ed economicamente conveniente¹ o del costo per l'eventuale surrogazione del bene danneggiato (World Bank, 1998).

Tali metodi possono essere sostanzialmente ricondotti anche al tradizionale approccio estimativo italiano, che fa riferimento a costi e prezzi osservati sul mercato come proxy per la valutazione delle componenti del danno ambientale.

Nella categoria dell'approccio delle preferenze imputate rientra anche il metodo del profitto indebito. Questo metodo, di fatto, non fornisce propriamente una misura economica del danno ambientale, ma quantifica l'incremento di reddito conseguito dal responsabile grazie allo sfruttamento illecito della risorsa naturale; come tale, può essere considerato come una misura del risarcimento assunta dal giudice in sede di valutazione equitativa del danno a fini dissuasivi. Il metodo del profitto indebito può fornire, inoltre, una misura, seppur aggregata e approssimata, della perdita di utilità subita dagli individui, qualora non siano applicabili metodi alternativi in grado di cogliere pienamente tale riduzione di benessere.

Il principale vantaggio dell'approccio delle preferenze imputate nella valutazio-

¹ I metodi che utilizzano questo approccio sono applicabili quando le misure difensive, intervenute azioni di ripristino e sostituzione siano già stati intrapresi o lo saranno di certo perché già pianificati. Se questo non si verificasse, non vi è la certezza che gli individui sarebbero comunque disposti a sostenere tali costi e, pertanto, potrebbe non essere possibile utilizzare questi valori per la stima del danno.

ne del danno ambientale sta nelle esigenze informative relativamente contenute rispetto ad altri approcci, che riducono i costi e abbreviano i tempi di valutazione. Per contro, l'utilizzo esclusivo di questo approccio può portare a risultati poco accurati, soprattutto in una logica pubblica, proprio perché basato su criteri di costo sostenuto o da sostenere. Si può avere, infatti, una sottostima del danno ambientale, dato che: i) non si tiene pienamente conto della variazione di benessere sofferta dagli individui, che viene approssimata per difetto con un costo e ii) non si considera l'eventuale perdita di valori passivi in caso di danni irreversibili. Per contro, in presenza di costi di ripristino particolarmente elevati, l'utilizzo di tale approccio potrebbe rischiare di sopravvalutare la reale perdita di utilità degli individui, comportando una stima per eccesso del risarcimento del danno². È importante tuttavia sottolineare che, nella maggior parte dei casi, la valutazione ottenuta seguendo l'approccio delle preferenze imputate fornisce una stima aggregata e, in genere, per difetto del danno e non una piena valutazione economica del risarcimento nelle sue diverse componenti.

2) Approccio delle preferenze rivelate

I metodi che utilizzano l'approccio delle preferenze rivelate si basano sull'ipotesi che sia possibile stimare indirettamente il valore di un bene a partire dal comportamento dei soggetti economici nei mercati reali. Infatti, laddove esista un mercato del bene danneggiato o il bene sia utilizzato per la produzione di beni di mercato, oppure esistano beni complementari o sostitutivi dei beni danneggiati, la disponibilità a pagare degli individui può diventare un elemento utile per stimare alcune componenti del danno.

L'approccio delle preferenze rivelate fornisce quindi una stima del valore d'uso dei beni ambientali compromessi, basandosi sulle relazioni che intercorrono tra gli individui, la risorsa o il servizio danneggiati e beni privati. In questo approccio, l'oggetto della stima varia in funzione della relazione tra il bene ambientale compromesso ed il mercato: si tratta della funzione di domanda del bene compromesso, qualora esso sia vendibile sul mercato; della funzione di domanda di beni collegati al bene danneggiato qualora esistano rapporti di complementarità; della funzione di domanda del bene ambientale in relazione alla variazione di costo da sostenere, anche in termini di tempo, per la sua fruizione; della funzione di produzione qualora l'utilizzo della risorsa ambientale consenta la produzione di beni di mercato.

Il vantaggio di questo approccio rispetto a quello delle preferenze imputate è quello di fornire una stima più accurata e precisa delle componenti del danno, dato che comprende metodi che si fondano sulla misura delle preferenze degli individui, così come sono rivelate sul mercato. D'altro canto, l'applicazione dei metodi compresi in questo approccio generalmente aumenta il fabbisogno informativo del processo di valutazione, dilatandone tempi e costi (Garrod e Willis, 1999).

² Tale problema potrebbe essere mitigato o addirittura evitato scegliendo in modo accurato il metodo e le azioni di ripristino anche con l'ausilio dell'analisi costi-efficacia, come previsto dalla normativa statunitense (Ofiara, 2002).

3) Approccio delle preferenze dichiarate

L'approccio delle preferenze dichiarate permette di cogliere l'espressione diretta del VET di una risorsa o di un servizio ambientale e risulta di fondamentale importanza quando vengono danneggiate in modo irreversibile risorse o servizi ambientali non riproducibili né surrogabili. L'applicazione di tale approccio, infatti, consente di tenere anche conto delle componenti di valore passivo che altrimenti rischiano di essere trascurate dalla valutazione. I metodi che utilizzano questo approccio sono stati sviluppati per la valutazione di beni privi di un mercato reale o non collegabili in alcun modo a beni di mercato e si basano sulla simulazione di mercati ipotetici. In linea generale, un campione di individui viene sottoposto ad intervista basata su di un questionario, finalizzato alla elicitazione diretta del VET o delle preferenze. Tali approcci risultano spesso più onerosi sia in termini di costo che di tempi di indagine, si basano su mercati simulati e non reali, ma sono gli unici applicabili, pur con le dovute cautele, in caso di danno che influisca in modo rilevante su valori passivi attribuiti alla risorsa ambientale (Commissione Europea, 1996; Amigues *et al.*, 2003; Bonniex e Rainelli, 2002; Cummings ed Harrison, 1992 e 1995).

È importante sottolineare che i metodi ricompresi nei tre approcci presentati non debbono essere sottovalutati come metodi di valutazione alternativi, che presentano, peraltro, tutti vantaggi e svantaggi, ma come criteri che possono essere impiegati in modo integrato nella stima delle diverse componenti del danno, tendendo conto delle peculiarità dell'evento occorso e delle caratteristiche della risorsa compromessa.

Nel seguito del capitolo saranno illustrati i principali metodi di valutazione monetaria delle componenti del danno ambientale, distinti in funzione dell'approccio di stima. Nell'ultimo paragrafo sono illustrati i loro adattamenti alla stima della salubrità dell'ambiente, intesa in termini di rischi per la salute dell'uomo.

In particolare, i metodi che seguono l'approccio delle preferenze imputate sono:

- 1) il metodo del costo sostenuto per spese difensive;
 - 2) il metodo del costo di ripristino;
 - 3) il metodo del costo di surrogazione;
 - 4) il metodo del profitto indebito;
- quelli riconducibili all'approccio delle preferenze rivelate sono:
- 1) il metodo dei prezzi di mercato;
 - 2) il metodo delle funzioni di produzione;
 - 3) il metodo dei prezzi edonici;
 - 4) il metodo del costo di viaggio;
- e quelli basati sulle preferenze dichiarate sono:
- 1) il metodo della valutazione contingente;
 - 2) il metodo della *Conjoint Choice*.

Nella Figura 4.1 i tre approcci alla valutazione sono riportati con riferimento ai due percorsi alternativi previsti dall'art.18 della L. 349/86 per la valutazione monetaria del danno ambientale, al fine di fornire al giudice validi elementi per la determinazione del risarcimento.

Gli stessi approcci sembrano compatibili con quanto espresso dalla sentenza della Corte Costituzionale 30.12.1987 n. 641, che rimanda ad una visione ampia del danno, prevedendo implicitamente la valutazione sia di componenti d'uso che passive rilevanti; la sentenza stabilisce, infatti, che '...il danno può tuttavia esse-

re risarcito indipendentemente sia dal costo della riduzione in pristino (tra l'altro non sempre possibile) sia dalla diminuzione delle risorse finanziarie dello Stato e degli enti minori...'. La legittimazione ad agire, attribuita allo Stato non trova, dunque, fondamento solo nel fatto che abbia affrontato un costo per riparare il danno o sofferto una perdita economica, bensì nella sua funzione di tutela della collettività e delle singole comunità³.

Con riferimento all' art. 18, nel *percorso 1* di Figura 4.1 viene indicata la valutazione monetaria del danno ambientale per *via equivalente*, seguendo l'approccio integrato di valutazione precedentemente illustrato. Come evidenziato sono interessati quasi tutti i metodi di valutazione. Pur rinviando al paragrafo 5.4 per un approfondimento, va osservato, infatti, che l'approccio per *via equivalente* porta a determinare l'ammontare del risarcimento del danno sulla base dei costi di ripristino e/o surrogazione della risorsa ambientale colpita, ove questo sia possibile, cui si somma il valore delle perdite di benessere temporaneamente e/o permanentemente sofferte dagli individui a causa della diminuita capacità di produrre servizi pubblici da parte della risorsa danneggiata. L'entità di queste ultime dipenderanno, ovviamente, anche dalla possibilità tecnica ed economica di operare il ripristino e/o la surrogazione del bene o dei servizi danneggiati (si veda il capitolo 6 per un approfondimento). Anche il caso in cui il giudice ponga a carico del responsabile l'onere materiale del ripristino, secondo quanto previsto dal comma 8 dello stesso art. 18, è riconducibile al *percorso 1*, per quanto attiene l'individuazione dei metodi di stima dei mancati benefici transitori (sofferti dagli individui fino alla completa manifestazione degli effetti del ripristino) e/o permanenti (qualora il ripristino non sia in grado di riportare pienamente la risorsa danneggiata alla situazione precedente il danno). In concreto, la scelta dei metodi idonei per la valutazione di ogni specifica componente di danno riconducibile a variazioni di benessere deve essere effettuata caso per caso, in quanto dipende dalla natura della componente di danno, dalla quantità di dati disponibili e/o reperibili per la valutazione, dalla congruità dei costi della valutazione stessa in rapporto all'entità presunta del danno e dalla necessità di evitare doppi conteggi.

Nel *percorso 2* viene riportata la modalità di valutazione del danno ambientale per *via equitativa* come indicato dal comma 6 del medesimo articolo 18. Questo, infatti, stabilisce che il giudice, laddove non sia possibile una precisa quantificazione del danno (ovvero una valutazione per *via equivalente*), ne quantifichi l'ammontare in *via equitativa*, basandosi sui criteri della gravità della colpa individuale, del costo necessario per il ripristino e del profitto conseguito dal trasgressore in conseguenza del fatto illecito (si veda paragrafo 5.4, per un maggiore dettaglio). Tale soluzione, seppur approssimativa, rappresenta uno strumento valutativo quando non sia possibile, per ragioni di tipo tecnico (ad esempio, per mancanza di dati⁴) o economico (ad esempio, eccessivi costi di indagine e valutazione) seguire la più rigorosa *via equivalente*.

³ Va peraltro precisato che, per quanto riguarda la risarcibilità del danno ai sensi dell'art. 18 L. 349/86, la sentenza n.641 del 1987 ribadisce che '...la nuova disciplina non altera la normale tutela privatistica per il pregiudizio che il singolo soffra da un episodio di danno all'ambiente', mentre la normativa europea (Direttiva 2004/35/CE) non conferisce ai privati un diritto ad essere indennizzati in seguito ad un danno ambientale o a una minaccia imminente di danno.

⁴ Questa considerazione è particolarmente rilevante in Italia, dove la durata dell'iter giudiziario per l'identificazione del responsabile del danno allunga i tempi che intercorrono tra il verificarsi dell'evento dannoso e l'inizio dell'attività di valutazione, per cui molti dati critici per la stima rischiano, nel frattempo, di essere perduti.

In definitiva, nell'articolazione dei due percorsi alternativi l'articolo 18 sembra richiamare implicitamente l'approccio integrato di valutazione proposto – preferenze imputate, rivelate e dichiarate – per la valutazione per *via equivalente* e legittimare, nel contempo ed in via subordinata, la valutazione per *via equitativa*, che utilizza il solo approccio delle preferenze imputate, in termini di costo di ripristino e profitto indebitamente conseguito dal trasgressore. Tale percorso deve comunque essere considerato come l'ultima soluzione, in quanto si basa su assunti estremamente riduttivi. In altre parole, fermarsi a questa valutazione implica errori ed imprecisioni perché, nel processo di imputazione di un prezzo a valore, si rischia di trascurare componenti di valore d'uso e passivo e di giungere ad una stima piuttosto approssimativa del danno. Per contro e ove possibile, il valutatore dovrebbe spingersi fino a cogliere le componenti di valore passivo, soprattutto nei casi di danno con forti connotazioni di irreversibilità.

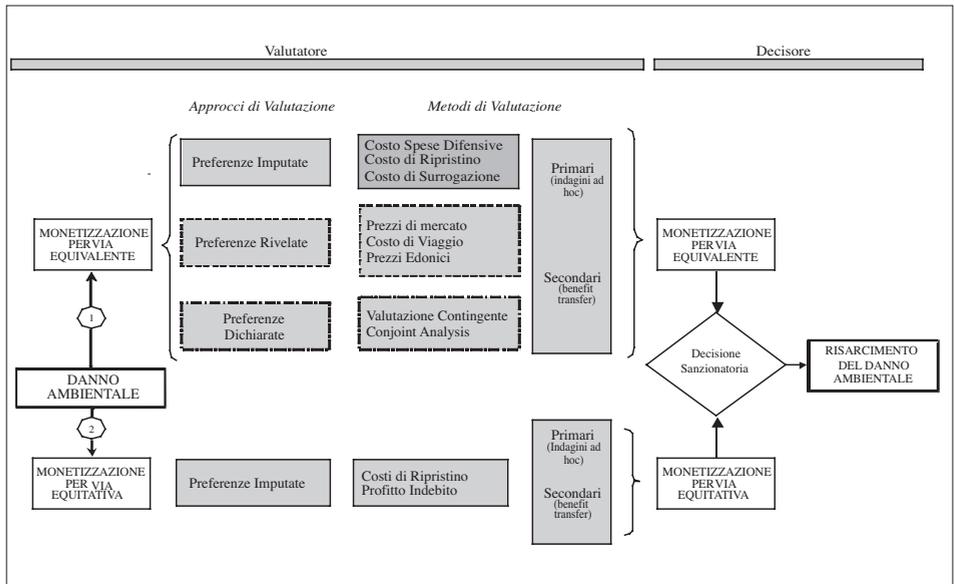


Figura 4.1 - Modalità di valutazione monetaria del risarcimento per danno ambientale ai sensi dell'art. 18 della L. 349/1986 e approcci di valutazione

Il grafico di Figura 4.1 mette, infine, in evidenza come i diversi metodi di valutazione possano essere applicati: i) basandosi su dati rilevati con indagini *ad hoc* effettuate in seguito all'evento dannoso (si parla in questo caso di *metodi di valutazione primari*) o, alternativamente, ii) adattando allo specifico evento oggetto di valutazione e con le opportune cautele, valori stimati con riferimento ad altri contesti, con notevoli risparmi di tempo e di costo in sede di valutazione (si parla in questo caso di *metodi di valutazione secondari*) (Asian Development Bank, 1996). Tra i metodi secondari più noti vi è quello del *benefit transfer*, che sarà illustrato nel paragrafo 4.5.

Gli approcci di valutazione del risarcimento schematizzate in Figura 4.1, peraltro, sembrano coerenti con gli orientamenti espressi dalla nuova disciplina europea in materia di danno ambientale. La Direttiva Comunitaria 2004/35/CE (Parlamento Europeo e Consiglio, 2004), riprendendo in parte i contenuti del Libro Bianco del 2000 (Commissione delle Comunità Europee, 2000), richiama la stima dei valori

passivi in particolari casi di danno all'ambiente⁵. Nello specifico, essi andrebbero considerati nel caso di danno all'acqua e al suolo recati da particolari attività produttive (elencate nell'allegato III della Direttiva) o, indipendentemente da queste ultime, nel caso di danni a specie o habitat tutelati a livello comunitario (Consiglio Europeo, 1979, 1992 e 2003; Parlamento Europeo, 2003).

Riguardo ai concetti di ripristinabilità e valutazione del danno ambientale, la stessa Direttiva del 2004 prevede tre modalità di riparazione del danno all'acqua o alle specie e agli habitat protetti (Allegato II)⁶, finalizzate a riportare l'ambiente danneggiato alle condizioni originarie, mediante i seguenti interventi integrati:

- 1) *riparazione 'primaria'*: qualsiasi misura di riparazione che riporta le risorse e/o i servizi naturali danneggiati alle o verso le condizioni originarie. Questa forma di riparazione rappresenta il ripristino alle condizioni precedenti il danno, analogamente a quanto previsto dall'art. 18 della L.349/86. Sul piano dei metodi di valutazione tale riparazione rimanda alle spese difensive ed ai costi di ripristino;
- 2) *riparazione 'complementare'*: qualsiasi misura di riparazione intrapresa in relazione a risorse e/o servizi naturali per compensare il mancato ripristino completo delle risorse e/o dei servizi naturali danneggiati. Questa forma di riparazione rappresenta la sostituzione o surrogazione dei beni danneggiati ottenendo, anche se in un sito alternativo, un livello di risorse naturali e/o servizi analogo a quello che si sarebbe ottenuto se il sito danneggiato fosse tornato alle condizioni originarie. I metodi riferiti a tale nozione di riparazione sono essenzialmente quelli di surrogazione;
- 3) *riparazione 'compensativa'*: qualsiasi azione intrapresa per compensare la perdita temporanea di risorse e/o servizi naturali dalla data di accadimento del danno fino a quando la riparazione primaria non abbia prodotto un effetto completo. Questa forma di compensazione non si configura come una mera compensazione finanziaria per la società ma va destinata ad impieghi in grado di fornire un livello di servizi pubblici o di funzioni ecologiche analogo a quello precedente, permettendo di ridurre i mancati benefici transitori durante l'azione di riparazione primaria⁷ o quelli permanenti. I metodi di valutazione andranno qui valutati caso per caso.

Tutti questi processi di riparazione presuppongono una valutazione, seppur non necessariamente economica, del danno ambientale. Ad esempio, la Direttiva lascia a discrezione dell'autorità competente la prescrizione del metodo da utilizzare per determinare l'entità delle misure di riparazione compensativa, qualora la valutazione 'risorsa per risorsa' o 'servizio per servizio' non fossero praticabili, o lo fossero ma con tempi e costi troppo elevati. In questo caso, infatti, la Direttiva stabilisce che l'autorità competente possa optare per misure di riparazione il cui costo sia equivalente al valore monetario stimato delle risorse naturali e/o dei servizi perduti. Sembra opportuno rilevare, peraltro, come la normativa europea con-

⁵Affinché la direttiva sulla responsabilità ambientale sia applicabile è necessario che vi siano uno o più colpevoli individuabili, che il danno sia concreto e quantificabile e che sia accertabile il nesso causale tra il danno ed i colpevoli individuati. Si tratta dunque di una responsabilità civile oggettiva, in cui l'elemento soggettivo diventa rilevante solamente ai fini della valutazione del danno ad habitat naturali e specie protette.

⁶ Per quanto concerne invece la riparazione del danno al suolo, la Direttiva stabilisce che devono essere adottate le misure necessarie per garantire che non ci sia più rischio per la salute umana.

⁷ La valutazione dei mancati benefici transitori e permanenti sarà illustrata nel capitolo 5.

sideri la valutazione monetaria del danno ambientale prioritariamente come presupposto per la riparazione, mentre l'art. 18 L.349/86 offre spazi per una più completa valutazione del risarcimento.

Lo schema di valutazione proposto è, infine, in sintonia con quanto previsto dalla normativa statunitense in materia di valutazione del danno ambientale (U.S. Federal Register, 1996a e 1996b; Ofiara, 2002).

4.2 I metodi di valutazione basati sull'approccio delle preferenze imputate

4.2.1 Il metodo del costo sostenuto per le spese difensive

In caso di danno ambientale, gli individui devono frequentemente sostenere delle spese difensive per ripristinare il livello iniziale di utilità compromesso dal danno o, almeno, contenere la perdita di utilità subita. In questo caso, la risorsa anche se danneggiata non viene pienamente o immediatamente ripristinata e la valutazione di una componente del danno viene effettuata sulla base delle spese sostenute dagli individui per difendersi dagli effetti di un danno occorso ad un bene ambientale o dai rischi di un eventuale danno diretto. L'ipotesi teorica sottesa a tale metodo è che, se gli individui sono disposti a sostenere un costo in termini di spese difensive per ripristinare il livello di utilità iniziale, allora la perdita di benessere subita con il danno è almeno pari alla somma spesa per ripristinarla (Touaty e Gié, 2004). Un ulteriore esempio di spesa difensiva può essere rappresentata dalle spese per polizze assicurative stipulate contro i danni all'ambiente. Gli individui, infatti, valutano l'esborso del premio in base all'entità dei danni evitati e ciò fornisce una stima del valore che gli individui sono disposti a pagare per assicurarsi contro il rischi di subire un danno ambientale.

Nella categoria delle spese difensive possono essere fatte rientrare anche le azioni di primo intervento e messa in sicurezza che vengono solitamente intraprese in caso di danno ambientale, per contenere la diffusione degli effetti negativi del danno e in attesa di un successivo ripristino (*remediation cost*) (Boyd, 2000). In questo caso, ovviamente, tali costi non sono finalizzati a ripristinare l'utilità perduta dagli individui in seguito all'evento dannoso, bensì solo a contenere l'entità di tale perdita. Tra tali spese si suole comprendere anche quelle sostenute per la valutazione del risarcimento stesso (Ofiara, 2002).

Al fine di comprendere le modalità di applicazione operativa di questo metodo di valutazione è opportuno fornire alcuni esempi numerici del tutti ipotetici. In ogni esempio riportato, e ciò vale anche per i paragrafi successivi, le voci di costo sono considerate in termini di costo globale, omnicomprendivo del costo per l'investimento sostenuto per realizzare l'intervento, del costo tecnico (materiali, noli e trasporti, manodopera), delle spese generali, degli oneri professionali, degli oneri finanziari e degli eventuali costi annui di manutenzione e gestione, opportunamente riportati ad uno stesso periodo, se sostenuti in tempi diversi (ad un saggio del 5%)⁸.

Si ipotizzino, ad esempio, gli interventi di urgenza che vengono messi in atto per

⁸ Questo costo, come tutti gli altri considerati negli esempi, è riferito all'inizio del periodo considerato, cioè al momento di insorgenza del danno. Questa scelta è dovuta a semplicità di calcolo, come sarà chiarito nel prossimo capitolo. È importante peraltro premettere che, ai fini della determinazione del risarcimento, tale somma andrà successivamente posticipata alla data in cui viene stabilito il risarcimento.

contenere la diffusione di petrolio fuoriuscito da una nave cisterna a seguito di un incidente in mare. Il costo complessivo di queste operazioni include: il costo di posa delle barriere galleggianti (10.000 euro); il costo per l'aspirazione del petrolio con pompe idonee e lo stoccaggio in cisterna (8.000 euro), le spese delle operazioni per il riutilizzo del petrolio non esausto (15.000 euro), il costo di smaltimento di materiali residui (9.000 euro). Nell'ipotesi che tali operazioni avvengano in tempi, relativamente brevi, il costo totale è ottenuto dalla somma algebrica delle singole voci e risulta pari a 42.000 euro⁹.

Si ipotizzano, ancora, le operazioni di urgenza che vengono avviate per ridurre i rischi di contaminazione da idrocarburi fuoriusciti accidentalmente da un'autocisterna e defluiti sul suolo di una riserva naturale di rilevante interesse ambientale. Il costo di tali interventi comprende: posa di materiale assorbente per captare il gasolio in eccesso (8.000 euro); posizionamento di setti nel terreno per impedire la diffusione dell'inquinante (4.500 euro); aspirazione delle pozze di gasolio e relativo stoccaggio (3.500 euro); scavo del suolo contaminato per tutta l'area di diffusione dell'idrocarburo fino alla profondità di circa un metro e stoccaggio provvisorio del terreno inquinato in un sito limitrofo (40.000 euro); stesura di teli in polietilene per isolare l'area di stoccaggio (6.200 euro); smaltimento dei materiali residui (75.000 euro). Come nel caso precedente, si ipotizza che le operazioni avvengano in tempi ristretti (di solito non si superano i 6-8 mesi), per cui il costo complessivo di questo intervento è dato dalla somma algebrica dei costi individuati in precedenza, ossia 137.200 euro.

E ancora, come spesa difensiva si potrebbero valutare gli interventi necessari per contenere la rumorosità di un'autostrada che rischia di alterare l'equilibrio ecologico di un'oasi naturale di particolare valenza naturalistica. In particolare, l'intervento prevede la costruzione di una barriera antirumore la cui lunghezza pari a 2.500 metri, comporta un costo complessivo di 2,5 milioni di euro.

Come interventi difensivi si possono considerare anche le operazioni necessarie per limitare gli effetti del pulviscolo emesso da uno stabilimento che comporta la necessità di tinteggiare degli edifici di un centro abitato più frequentemente. In particolare, si assuma che la tinteggiatura sia necessaria ogni cinque anni anziché ogni dieci, che il costo medio per edificio sia di 5.000 euro e che l'evento dannoso sia accertato e sospeso dopo dieci anni. Nel dominio di tali ipotesi, il maggior costo di tinteggiatura è stimabile in $5.000/(1,05)^5 = 3.918$ euro in media per ogni edificio.

4.2.2 Il metodo del costo di ripristino

Nel caso di danno all'ambiente, qualora sia tecnicamente ed economicamente possibile ristabilire le condizioni iniziali del bene, l'atto del ripristino è espressamente richiesto dalla normativa vigente, sia a livello nazionale, che comunitario e statunitense (Parlamento Europeo e Consiglio, 2004; U.S. Federal Register 19996a e 1996b). L'obbligo del ripristino delle condizioni iniziali della risorsa compromessa fornisce un elemento utile ai fini della valutazione del danno, permettendo di ricorrere ai tradizionali criteri estimativi del costo di produzione o riproduzione, che concorrono a determinare una componente del risarcimento del danno sulla base dei costi necessari per ripristinare il bene danneggiato.

⁹ Ai fini esemplificativi, gli oneri finanziari sul costo degli interventi sono stati trascurati.

Per la valutazione del costo di ripristino (NOAA, 2000; Ofiara, 2002; Touaty e Gié, 2004; World Bank, 1998), è necessario stabilire le modalità con cui viene effettuato il ripristino: il bene danneggiato può essere ripristinato nelle condizioni originali, ma potrebbe accadere che esso non sia completamente ripristinabile, per impossibilità tecnica o economica, e pertanto il ripristino si limita alle funzionalità ecologiche e/o produttive e/o sociali del bene compromesso. Nel primo caso, si deve fare riferimento a materiali originali, utilizzando prezzi attuali e si parlerà di ripristino in senso stretto; nel secondo caso, la riproduzione riguarderà uno o più beni, anche con caratteristiche diverse o in un sito alternativo, che siano in grado di assicurare le funzionalità di quello danneggiato. Va peraltro osservato che il ripristino funzionale è assimilabile più ad una surrogazione che ad un ripristino completo del bene originario, il che rende spesso sfuocata la distinzione tra i due metodi di stima. D'altra parte, la surrogazione, che è auspicata dalla normativa statunitense sui danni ambientali ed esplicitamente richiamata nella direttiva europea in materia di responsabilità per danno all'ambiente, quando il ripristino pieno non sia praticabile, può talora comportare la perdita di alcune componenti a cui gli individui attribuiscono apprezzabili valori passivi ed anche taluni valori di uso. Nella valutazione complessiva del risarcimento occorrerà dunque tenere conto anche di questi aspetti.

Si pensi ad esempio alla funzione idrogeologica di un bosco compromessa a seguito ad un disboscamento abusivo; senza ripristinare il bosco, la sola funzione di difesa idrogeologica può venire esplicata attraverso la realizzazione di manufatti come briglie e muri di sponda. Tuttavia, il riferimento a questo tipo di ripristino riguarda solo una parte limitata delle funzioni svolte dal bene ambientale danneggiato, per cui è preferibile, se possibile, un ripristino o una surrogazione completa del bene.

In generale, l'utilizzo del solo metodo del costo di ripristino diventa rilevante nel caso di danni a beni riproducibili senza mercato o con un valore di mercato inadeguato rispetto alle esigenze della valutazione pubblica.

Anche in questo caso, può risultare utile fornire alcuni esempi.

Si possono considerare, a titolo esemplificativo, i costi di ricostruzione di un edificio ottocentesco, attualmente adibito a magazzino, e distrutto da un incendio doloso. In questo caso il ripristino potrebbe avvenire in due modi: a) il ripristino in senso stretto che riporta il fabbricato nelle condizioni originarie e include il costo di demolizione del vecchio fabbricato (35.000 euro) ed il costo di ricostruzione utilizzando tecniche attuali e materiali originali (580.000 euro); b) ripristino funzionale, che ripristina solo la destinazione produttiva dell'edificio, e comprende i costi di demolizione (35.000 euro) e il costo di ricostruzione del fabbricato e impiegando tecniche e materiali attuali (155.000 euro). Considerando che i valori espressi in precedenza siano già attualizzati al momento del danno, il ripristino in senso stretto ammonterebbe a 615.000 euro, mentre quello funzionale a 155.000 euro. Nel caso di ripristino funzionale vengono trascurate tutte le componenti di valore passivo legate all'unicità del bene.

E ancora, si possono ipotizzare i costi necessari al recupero di un'area umida di rilevante interesse naturalistico bonificata da una lottizzazione. In tal caso il ripristino in senso stretto consiste nella ricostruzione di un ambiente identico a quello bonificato. A questo intervento, da realizzare entro l'anno e stimato in 180.000 euro, vanno aggiunti i costi che dovranno essere sostenuti affinché l'area umida raggiunga le condizioni di stabilità ecologiche analoghe a quelle dell'ecosistema

iniziale. Nello specifico, sono previste spese per lo sfalcio della vegetazione, la piantumazione di nuove specie vegetali, la sistemazione dei fondali, il ripopolamento delle specie animali per un costo di 20.000 euro per anno e per la durata 8 anni. Il valore attualizzato di tali spese, pari a 129.300 euro, assieme al costo di recupero iniziale dell'area umida (180.000 euro) da un costo di ripristino totale di 309.300 euro. In caso si decidesse di procedere al ripristino funzionale e, nello specifico, della funzione di controllo delle piene svolta dall'area umida, si potrebbero realizzare delle casse di espansione trascurando il recupero ecologico dell'area umida sostenendo un costo complessivo di 200.000 euro.

Un ulteriore esempio di ripristino è rappresentato dagli interventi necessari al disinquinamento di un'area ora adibita a parco pubblico e contaminata dagli idrocarburi percolati da un distributore di benzina. Il ripristino potrebbe essere in tal caso effettuato avviando i seguenti interventi: raccolta dati e prove in laboratorio per individuare la tecnica di bonifica (15.000 euro); realizzazione dell'impianto di trattamento che prevede la creazione di pozzi e trincee di ventilazione per l'insufflazione di ossigeno nel terreno, di pozzi di iniezione per l'immissione di microrganismi e nutrienti necessari alla degradazione e quindi di pozzi di aspirazione. Questi interventi comportano un costo attualizzato di 250.000 euro che sommato alle spese per lo screening della tecnica di bonifica innalzano il costo di ripristino a 265.000 euro.

In agricoltura, un esempio è il ripristino di acqua di falda inquinata da liquami distribuiti in quantità o con modalità incompatibili con la capacità di depurazione del terreno o in un suolo ghiaioso. In questo caso, il costo di ripristino è rappresentato dalle spese di depurazione da sostenere per tutto il periodo necessario per riportare l'acqua nelle condizioni antecedenti l'evento inquinante. Il valore attualizzato di tale importo risulta pari a 160.000 euro.

4.2.3 Il metodo del costo di surrogazione

Come sopra evidenziato, qualora non sia possibile ripristinare completamente il bene ambientale danneggiato, ma sia necessario sostituire il bene e/o i servizi da esso forniti per ripristinare il livello di utilità iniziale degli individui, si può utilizzare come metodo di valutazione utile ai fini della determinazione del risarcimento il metodo del costo di surrogazione¹⁰ (NOAA, 2000; Garrod e Willis, 1999). Il costo di surrogazione di un bene è definito dalla letteratura estimativa italiana (Di Cocco, 1960; Michieli e Michieli, 2002) come la somma delle spese che si devono sostenere per sostituirlo con altri beni capaci di svolgere le stesse funzioni o di fornire le stesse utilità prodotte dal bene originario.

Questo metodo può essere applicato nella valutazione di danni che colpiscono beni e/o servizi ambientali senza mercato, ma per i quali è ipotizzabile o plausibile una sostituzione con risorse private. Frequentemente, il metodo del costo di surrogazione viene impiegato per valutare siti ricreativi (parchi, giardini pubblici) distrutti o compromessi da un evento.

Tale metodo presuppone la sostituzione del bene ambientale con beni privati, e ha il suo limite applicativo sostanziale proprio nel grado di sostituibilità tra questi

¹⁰ La distinzione operativa tra ripristino e surrogazione di una risorsa danneggiata è talvolta più sfumata di quanto non appaia dalla loro definizione concettuale.

due beni. A tale proposito, infatti, è necessario valutare fino a che punto i surroganti siano in grado di sostituire i beni danneggiati o le loro funzioni, anche se la normativa impone comunque che debbano essere garantiti livelli analoghi di risorse e servizi. Tale metodo è talvolta l'unico in grado di fornire una valutazione di beni irriproducibili, pur con tutti i limiti della sostituibilità, e può essere utile nel caso di beni riproducibili per la valutazione del danno subito dalla collettività durante il periodo transitorio, nel corso del quale vengono effettuate le operazioni di ripristino delle condizioni iniziali.

Alcuni esempi potranno chiarire meglio questo concetto.

Riprendendo l'esempio del paragrafo precedente, si possono considerare gli interventi necessari per recuperare un'area umida di rilevante interesse naturalistico, ma prosciugata per costruire un porto marittimo. In tal caso il ripristino diventa un'ipotesi impraticabile ma è plausibile la realizzazione di un ambiente palustre in un sito diverso, anche lontano da quello danneggiato purché abbia caratteristiche simili a quello bonificato. In questo caso la surrogazione prevede l'intervento per la ricostruzione dell'ambiente umido in un sito alternativo per un costo di 180.000 euro, a cui si sommano le spese per il mantenimento dell'area umida nel periodo necessario a farla entrare a regime (sfalcio di vegetazione, piantumazione specie vegetali, sistemazione dei fondali, ripopolamento specie animali) che ammontano a 35.000 euro annui per 8 anni. Il costo totale di surrogazione attualizzato è quindi di 309.300 euro.

Un altro esempio potrebbe essere rappresentato dall'estinzione di una specie ittica indigena avvenuta a seguito di sostanze altamente tossiche defluite in un lago. In questo caso, il ripristino della specie è un'ipotesi irrealizzabile e la surrogazione diventa l'unica via percorribile per tentare di limitare gli effetti di questo danno. In particolare, la surrogazione potrebbe avvenire immettendo nel lago una specie molto simile a quella estinta attraverso degli interventi che prevedono: l'immissione della risorsa alieutica (60.000 euro) e i monitoraggi (25.000 euro per anno) da realizzare nel periodo di 10 anni. Il costo totale di surrogazione, calcolato attualizzando i costi del monitoraggio, ammonta a 253.000 euro¹¹.

Infine, un ulteriore esempio è quello della surrogazione temporanea delle funzioni svolte da bacini idrici o corsi d'acqua inquinati da sostanze tossiche immesse da fonti non adeguatamente depurate. Assumendo che il ripristino sia possibile ma richieda 5 anni, si rende necessaria la surrogazione dell'acqua nel periodo transitorio. A tale proposito, si può procedere alla surrogazione delle singole funzioni svolte dall'acqua e dall'ecosistema lacustre: a) l'uso potabile verrà surrogato con acque potabili acquistate a prezzi di mercato (20 centesimi/litro, per un totale di 100.000 di litri all'anno, pari a 86.600 euro); l'uso irriguo con l'acquisto di acqua da fonti alternative (1 centesimo/litro, per un totale di 1.000 di mc all'anno, pari a 43.300 euro); la balneazione viene surrogata dall'accesso alle piscine (prezzo di ingresso di 8 euro a persona, per un totale di 1.000 persone all'anno, pari a 34.600 euro); la funzione ricreativa del lago viene surrogata dall'accesso a siti alternativi (laghi vicini) fino al ripristino completo (costo per recarsi al lago vicino pari 15 euro per persona, per un totale di 600 persone all'anno, ovvero 39.000 euro)¹².

¹¹ L'esempio è da considerarsi del tutto ipotetico, qualsiasi intervento di surrogazione e/o di ripristino infatti deve tener conto anche della normativa di settore (Direttiva Habitat 92/43/CEE ecc.)

¹² In riferimento al costo di surrogazione sostenuto dagli individui per recarsi in luoghi ricreativi analoghi a quello danneggiato si veda il metodo del costo di viaggio trattato in seguito.

Un'interessante applicazione del criterio basato sul costo di surrogazione è la cosiddetta surrogazione 'risorsa per risorsa', sviluppata nell'ambito della NOAA al fine di valutare le alternative di ripristino di beni ambientali danneggiati da sversamenti di idrocarburi e ripresa della direttiva comunitaria sulla responsabilità ambientale. Il metodo consiste essenzialmente nella determinazione dell'appropriata quantità di una risorsa alternativa necessaria per riportare il livello di utilità degli individui colpiti a quello precedente il danno. Se la risorsa fornita in alternativa a quella irrimediabilmente perduta diverge in modo apprezzabile per tipologia e qualità da quella originaria, la surrogazione potrà essere espressa come unità di servizio reso ('servizio per servizio').

Da quanto enunciato si deduce facilmente che la alternativa 'risorsa per risorsa' non è altro che la stima del costo di surrogazione del bene danneggiato, mentre la comparazione 'servizio per servizio' è una sua variante, più limitata, in cui si riescono a surrogare solo i valori di uso del bene danneggiato. In altre parole, quando la risorsa ambientale è irriproducibile, il ripristino è rivolto alla surrogazione dei benefici perduti a seguito del danno. Il grado di surrogazione raggiungibile con il metodo alternativo ('servizio per servizio') può essere valutato in vari modi, tenendo conto anche dell'aspetto (o degli aspetti) della risorsa maggiormente colpito (fattore ricreativo, mantenimento della biodiversità, ecc.). La Figura 4.2 illustra l'equilibrio che si forma nella valutazione 'risorsa per risorsa'.

Sia X_p la dotazione di bene ambientale, e si assuma che X_{ps} sia l'ammontare senza il danno e X_{pc} quello con il danno. Si assuma, inoltre che X_s , in ordinata, sia la dotazione di risorsa in grado di surrogare il bene X_p . Infine, sia U_s il livello di benessere senza il danno ambientale. Dall'esame della Figura 4.2 risulta evidente che, se il danno si concretizza in una contrazione di risorsa ambientale da X_p a X_{pc} , la quantità di X_s in grado di compensare la perdita di utilità sarà pari $X_{sc}X_{ss}$. La quantità di bene surrogante, così definita, mantiene quindi inalterata l'utilità degli individui ed il costo di surrogazione concorre a quantificare il risarcimento del danno ambientale. La compensazione 'risorsa per risorsa' presuppone, invece, la possibilità di ricostituire meglio la funzionalità di quella danneggiata.

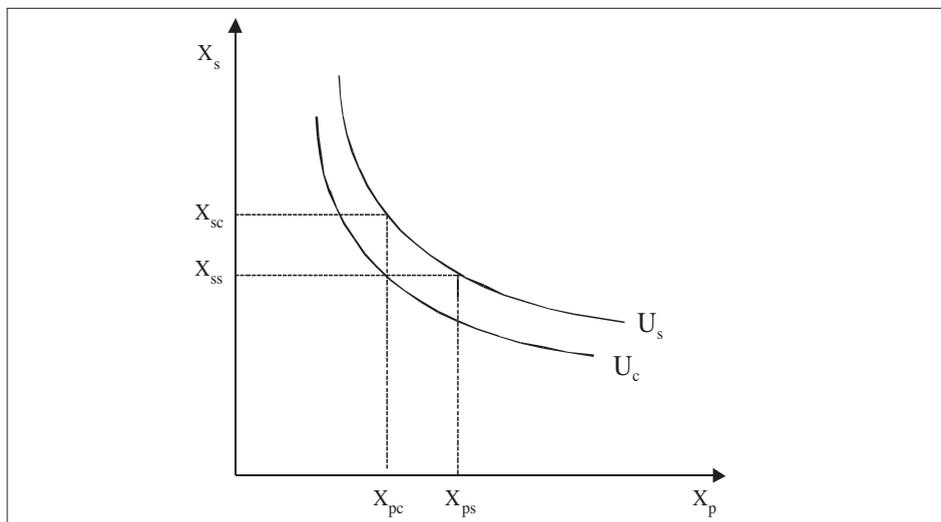


Figura 4.2 - La compensazione 'risorsa per risorsa' nel caso di surrogabilità con un altro bene ambientale

APPROFONDIMENTO 7:

Lo sversamento di petrolio da tubature sotterranee nel Swanson Creek in Maryland

Di seguito viene presentato un caso reale di danno ambientale verificatosi negli Stati Uniti con l'intento di fornire delle indicazioni sui metodi applicati e sulle procedure utilizzate per determinare l'ammontare fisico e monetario del danno e le azioni di ripristino e/o surrogazione (NOAA, 2002).

L'evento avverso si verificò il 7 Aprile del 2000 quando venne registrata una perdita nelle tubature sotterranee nel fiume Swanson Creek, un affluente del fiume Patuxent, nel Maryland. In tali tubature scorreva il petrolio che la Pepco Chalk Point utilizzava per produrre energia elettrica. Il volume di petrolio sversato nel Swanson Creek ed estesosì, anche a causa delle sfavorevoli condizioni meteorologiche, al fiume Patuxent risultava pari a 529.961 litri¹³.

L'EPA¹⁴ intervenne tempestivamente con attività di ripulitura e messa in sicurezza delle tubature danneggiate. Successivamente, secondo quanto previsto nel *Damage Assessment and Restoration Plan (DARP)*, il NOAA assieme ad altre istituzioni pubbliche statunitensi¹⁵, avviò studi, indagini, analisi ed altre elaborazioni per formulare un piano di ripristino dell'intera area danneggiata; tale piano procedeva all'identificazione precisa e puntuale dei danni verificatisi e alla scelta delle azioni di recupero da porre in atto nell'area¹⁶ (Tabella 4.1).

Tabella 4.1 - Quadro sintetico dei danni subiti e del piano di ripristino (Euro)

| Componenti (e Funzioni) Danneggiate | Quantificazione Danno (in termini fisici) | Costo Azione di Recupero dell'Area |
|--|---|--|
| Zone umide e linee costiere | 30,75 ettari di habitat palustre persi 4,05 ettari di spiaggia contaminati | Creazione di una palude salmastra lungo il Washington Creek: 621.684 |
| Specie autoctone (tartarughe <i>Diamondback</i>) | 122 tartarughe morte | Miglioramento delle linee costiere lungo il Washington Creek: 170.786 |
| Una particolare specie di anatra (<i>Ruddy Duck</i>) | 553 esemplari adulti morti | Acquisizione area da adibire ad habitat per la nidificazione delle <i>Ruddy Duck</i> : 485.994 |
| Altre specie ornitiche | 143 esemplari adulti morti | Creazione area protetta per l'impianto di una colonia di ostriche (1,89 ettari): 580.985 |
| Fauna ittica | 2.464 Kg di biomassa persa | |
| Comunità macroinvertebrati | 2.256 Kg di biomassa persa | |
| Usi ricreativi | 12.704 visite mancate 112.359 visite a minore valore ricreativo | Realizzazione strutture sportive per canoe e kayak, sentieri escursionistici, banchina di pesca: 373.618 |
| | | Totale: 2.233.043 |

¹³ I dati, espressi in unità di misura del sistema anglosassone, sono stati convertiti nel sistema metrico decimale e arrotondati. Analogamente, i valori monetari in dollari sono stati convertiti in Euro al tasso di cambio del 25/6/2004.

¹⁴ Agenzia di Protezione Ambientale (*Environmental Protection Agency*) che opera negli Stati Uniti.

¹⁵ *U.S. Fish and Wildlife Service, Maryland Department of the Environment* ed il *Maryland Department of Natural Resources*.

¹⁶ Può essere utile riportare i criteri sulla base dei quali il NOAA ordina i piani e le azioni proposte per far fronte ai danni ambientali occorsi. Per ogni alternativa proposta sono esaminati: i) la capacità di ripristino delle condizioni iniziali e la capacità di compensare dalla perdita subita durante il periodo di transizione; ii) la probabilità di riuscita; iii) il costo da intraprendere; iv) l'esistenza di effetti collaterali negativi o l'inclusione di misure di prevenzione futura; v) la capacità di beneficiare più risorse e servizi; vi) i potenziali effetti sulla salute pubblica.

Fra gli interventi dell'EPA vale la pena ricordare le spese difensive per la realizzazione di una barriera di contenimento del danno nella zona immediatamente vicina alla rottura della tubatura attraverso opere di reimpianto della vegetazione della zona umida interessata.

Fra i principali danni ascrivibili allo sversamento nel Swanson Creek, si riportano quelli che hanno riguardato: i) fauna ittica compromessa (per un totale di 2.464 kg di biomassa); ii) macroinvertebrati esposti a sedimenti contaminati (per un totale di 2.256 kg di biomassa); iii) specie ornitiche (696 esemplari adulti).

Sulla base dei danni precedentemente individuati, sono state vagliate le azioni da porre in atto per limitare i danni e quindi recuperare l'area, fornendo una valutazione dei corrispondenti costi. A tale proposito, si possono distinguere le azioni di ripristino da quelle di surrogazione e i relativi costi.

Nella prima categoria, si possono ascrivere gli interventi per la realizzazione di un'area protetta idonea all'impianto di una colonia di ostriche, che doveva favorire il ripristino dell'habitat preesistente all'incidente. Questa azione, intrapresa in momenti diversi, era ritenuta utile non solo per il ripopolamento della fauna ittica, ma anche per ripristinare le comunità di macroinvertebrati e creare le condizioni adatte al ripopolamento di alcune specie ornitiche. I costi di ripristino da sostenere per questi interventi sono riportati in Tabella 4.2, in funzione delle fasi e degli obiettivi del recupero.

Tabella 4.2 - Obiettivi e costo degli interventi di ripristino (Euro)

| Obiettivi da conseguire | Ripopolamento della fauna ittica (0,69 ettari) | Ripristino comunità di macroinvertebrati danneggiati (0,41 ettari) | Ripopolamento di alcune specie ornitologiche (0,77 ettari) |
|--|---|---|---|
| Operazioni | | | |
| Indagini relative ai siti identificati | 14.500 | 7.250 | 11.699 |
| Preparazione della base | 48.608 | 31.554 | 51.162 |
| Impianto in più fasi | 62.119 | 40.287 | 65.414 |
| Implementazione e supervisione del progetto | 21.091 | 13.676 | 22.244 |
| Monitoraggio (da portare avanti per 10 anni) | 29.000 | 18.784 | 30.648 |
| 25% di incertezza (protrarsi dei lavori e l'aumento dei costi) | 43.005 | 27.846 | 45.395 |
| Totale | 218.323 | 139.397 | 226.561 |

Per contro, i costi di surrogazione, individuati dal NOAA, includono le azioni da intraprendere per la surrogazione delle funzioni (proprie degli habitat intercotidali) svolte dalla zona umida inquinata la cui estensione risultava pari a 30,75 ettari di habitat palustre¹⁷. In particolare, è stata prevista la creazione di una palude salmastra di 2,3 ettari su un terreno adibito ad uso agricolo adiacente al Washington Creek, altro affluente del fiume Patuxent. I costi richiesti per questa operazione includevano la realizzazione di impianti (29.659 euro), co-

¹⁷ Nello studio originale veniva fatta una distinzione nel grado di inquinamento (leggero: 16,39 ettari, moderato: 4,8 ettari, grave: 6,69 ettari) che condizionava direttamente i tempi di intervento e quindi ripristino.

struzioni edili (29.7578 euro), monitoraggio (73.159 euro), implementazione e supervisione del progetto (96.886 euro) maggiorati del 25% (124.403 euro) per il protrarsi dei lavori oltre i termini stabiliti e tener conto di aumenti imprevisti nei costi, per un totale di 621.684 euro.

4.2.4 Il metodo del profitto indebito

Questo metodo è già stato trattato ampiamente in precedenza sia dal punto di vista teorico che applicativo, per cui risulta di maggior utilità fornire direttamente alcuni esempi applicativi.

Si assuma di dover stimare il profitto indebitamente percepito da un cementificio che ha estratto illecitamente della ghiaia dall'alveo di un fiume. Considerando il volume di attività dell'impresa, la durata presumibile del fatto illecito e la quantità di ghiaia estraibile dall'alveo, si stima che siano stati estratti circa 10.000 mc di ghiaia all'anno e per un periodo di 5 anni. Stimando un reddito operativo medio di 3 euro/mc e ipotizzando che il danno venga accertato dopo 5 anni di attività illecita, l'entità del profitto indebitamente percepito risulta pari a $30.000 \cdot (1,05^5 - 1) / (0,05 \cdot 1,05^5) = 129.884$ euro.

Si voglia stimare il profitto indebito realizzato un'industria conciaria che non ha depurato le acque di lavorazione delle pelli riversandole direttamente nel fiume ininterrottamente per 4 anni. Si assuma che, contestualmente all'accertamento del fatto illecito, avvenuto dopo 4 quattro anni, l'impresa sia costretta a dotarsi del sistema di depurazione. In questo caso il profitto indebito si determina sulla base dei costi che il responsabile avrebbe dovuto sostenere per la realizzazione dell'impianto di depurazione (100.000 euro) e la sua gestione per un periodo di 4 anni (6.000 euro all'anno). Il profitto indebito risulta quindi pari ai costi annui evitati attualizzati, ovvero ai costi di ammortamento dell'impianto (10.000 euro all'anno assumendo una durata decennale dell'impianto e, per semplicità, un ammortamento lineare) sommati a quelli di gestione: $16.000 \cdot (1,05^4 - 1) / (0,05 \cdot 1,05^4) = 56.735$ euro.

Si voglia infine determinare il profitto indebito conseguito da un'impresa meccanica dove 50 operai che lavorano nel reparto pulitura metalli hanno mescolato le acque di lavaggio con detergenti altamente tossici scaricandole in un torrente anziché nel depuratore. Questo comportamento è una conseguenza di una non adeguata preparazione professionale degli operai quanto ai possibili effetti tossici delle acque di scarico. Anche in questo caso, ipotizzando che l'accertamento avvenga congiuntamente alla sospensione dell'evento avverso, il profitto indebito può essere ragguagliato ai costi evitati per mancato aggiornamento professionale del personale, che, stimati in 1.000 euro a persona, sono pari a complessivi 50.000 euro.

4.3 I metodi di valutazione basati sull'approccio delle preferenze rivelate

4.3.1 Il metodo dei prezzi di mercato

La stima del risarcimento del danno ambientale mediante il metodo dei prezzi di mercato si basa sul valore economico di beni e servizi attivamente scambiati sul mercato e tramite l'uso di tecniche di valutazione economica largamente diffuse ed accettate (Gregersen *et al.*, 1997).

Nella valutazione dei danni all'ambiente, questo metodo trova immediata appli-

cazione nel caso siano colpiti beni attivamente scambiati sul mercato. Il metodo dei prezzi di mercato può essere impiegato anche per valutare beni che non sono oggetto di mercato ma per i quali è possibile stabilire una relazione di equivalenza con beni di mercato (valore di surrogazione).

Questo metodo è impiegabile quando il prezzo che si forma sul mercato è anche misura dell'utilità prodotta dal bene oggetto di valutazione. La misura del valore, essenzialmente di uso, di una variazione nella disponibilità di risorse ambientali sul mercato è data dalla variazione di surplus registrata in seguito alla contrazione nella disponibilità delle risorse medesime (Perman *et al.*, 2003; Garrod e Willis, 1999).

Va comunque precisato che l'approccio dei prezzi di mercato, così come quello delle funzioni di produzione illustrato nel prossimo paragrafo, facendo esplicito riferimento al mercato, può ricondurre anche a elementi del danno reclamabili ai sensi dell'art. 2043 del Codice Civile, cioè a componenti del danno prevalentemente di tipo privato. Nella valutazione del risarcimento per danno all'ambiente occorre, dunque, fare particolare attenzione nell'impiegare tali metodi per la stima di componenti di tipo pubblico.

Il metodo dei prezzi di mercato è comunque utile nella stima del risarcimento perché si fonda su prezzi, i quali non solo sono facilmente reperibili a basso costo, ma riflettono anche la disponibilità a pagare degli individui rivelandone le preferenze. Pertanto, esso è fondamentale nella stima delle componenti di danno che riguardano la riduzione del valore di uso di certe risorse e/o servizi ambientali, risultando attendibile almeno nei casi in cui il valore di uso sia prevalente e coincida con il valore di mercato. Per contro, può essere utilizzato solo nel caso limitato di beni o servizi che abbiano un mercato che sia sostanzialmente concorrenziale; qualora ciò non accada, il metodo non riesce a cogliere il vero valore economico del bene ambientale in questione (Perman *et al.*, 2003). Inoltre, deve essere prestata molta attenzione alle variazioni del prezzo di mercato dovute ad altri fattori, indipendenti dal danno ambientale, come pure devono essere applicate le dovute cautele qualora siano trattati cambiamenti su vasta scala.

Si ipotizzi, ad esempio, il caso in cui si debba stimare il risarcimento corrispondente alla riduzione di pescosità provocata dall'inquinamento di un fiume. Tale risarcimento può essere stimato a partire dalla funzione di domanda di pesce, valutando la riduzione di surplus connessa con la contrazione d'offerta conseguente all'inquinamento. Il primo passo consiste nella stima della funzione di domanda tramite l'uso dei prezzi di mercato, che rappresentano il valore di un'addizionale unità di bene o servizio al variare della quantità commercializzata. Per semplicità, si assuma una funzione di domanda e di costo marginale di tipo lineare e che prima che si verifichi il danno, sia acquistata una quantità pari a 5.000 kg al prezzo iniziale di 5 euro/kg, con un prezzo di riserva pari a 10 euro. Sotto queste ipotesi, il surplus del consumatore senza il danno (S_{Cs}) risulta quindi pari a:

$$S_{Cs} = \frac{(10-5) \cdot 5.000}{2} = 12.500 \quad [28]$$

In seguito all'inquinamento, si verifica una contrazione della pescosità e, conseguentemente, un aumento dello sforzo di pesca, per cui la quantità consumata risulta pari a 2.000 unità, ad un prezzo di 8 euro. Il surplus del consumatore con il

danno (S_{c_c}) risulta quindi:

$$S_{c_s} = \frac{(10-8) \cdot 2.000}{2} = 2.000 \quad [29]$$

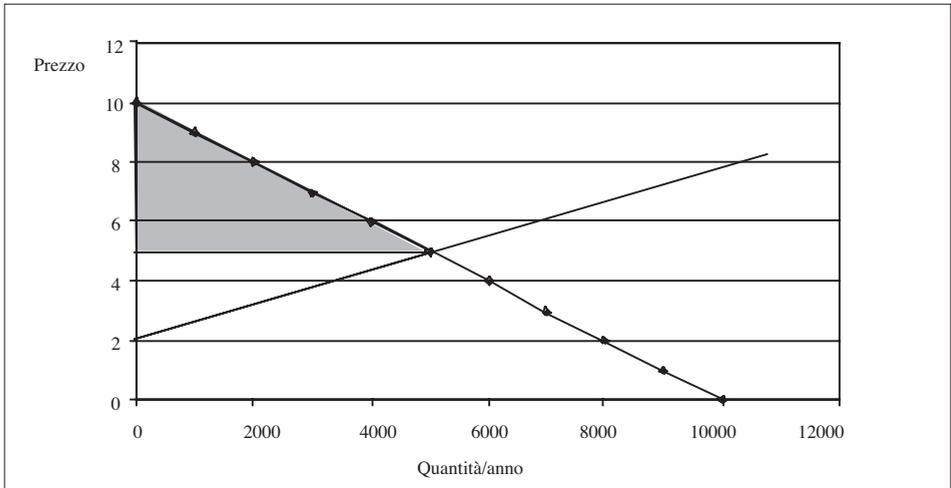


Figura 4.3 - Surplus dei consumatori in assenza di danno

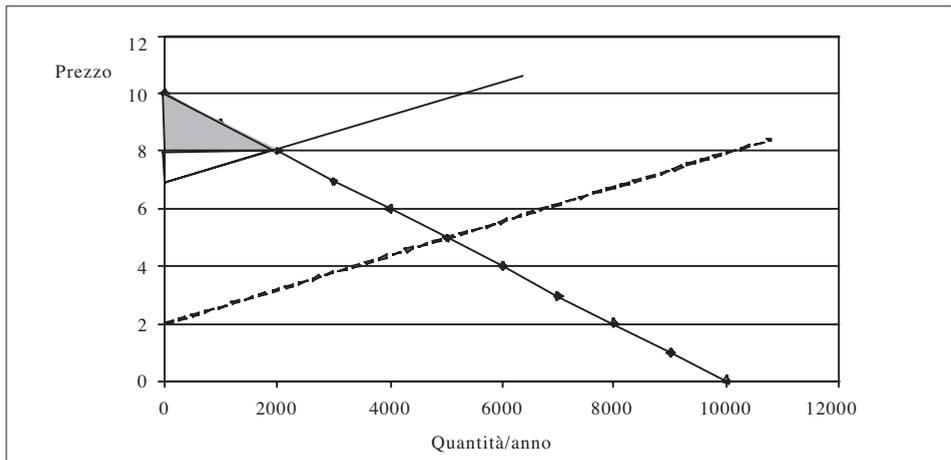


Figura 4.4 - Surplus dei consumatori in presenza di danno

La riduzione di surplus per il consumatore risulta quindi pari a $\Delta S_c = 12.500 - 2.000 = 10.500$ euro/anno¹⁸.

Ancora, si ipotizzi un'offerta di servizi ambientali ricreativi a pagamento, forniti,

¹⁸ È importante sottolineare che l'esempio è basato su ipotesi molto semplificate per chiarezza di esposizione. Nella realtà, infatti, i fattori che influiscono sulle scelte dei consumatori sono molteplici, per cui l'analisi risulta molto più articolata. Ad esempio, dato che certe specie ittiche di pesce sono beni facilmente surrogabili, la perdita totale reale per i consumatori potrebbe essere inferiore a quella calcolata.

ad esempio, da un parco e, per semplicità, si trascuri la funzione di offerta (in altre parole, i costi di gestione sono considerati indipendenti dalla quantità di servizio offerto). Se la funzione di domanda giornaliera del servizio ricreativo è:

$$P = 0,02Q + 20 \quad [30]$$

allora il prezzo proibitivo del biglietto è pari a 20 euro, mentre il numero massimo di ingressi è di 1.000. Con un biglietto pari a 4 euro gli ingressi sono pari a 800 al giorno con una rendita totale dei fruitori pari a:

$$S_{Cs} = \frac{(20-4) \cdot 800}{2} = 6.400/\text{giorno} \quad [31]$$

Se il parco, a causa di un danno ambientale, rimane chiuso per 10 giorni si verifica una perdita totale di surplus pari a 64.000 euro.

4.3.2 Il metodo delle funzioni di produzione

Il metodo delle funzioni di produzione (dose-risposta) può essere utilizzato per la valutazione di danni a risorse impiegate come fattori di produzione in processi produttivi di beni scambiati sul mercato (Perman *et al.*, 2003; Barbier, 1998; Dosi, 2001). Ad esempio, una delle componenti del degrado nella qualità dell'acqua può essere stimato sulla base della riduzione di produzione conseguente ad una minore disponibilità di acqua per l'irrigazione delle colture agricole.

La stima del danno sulla base della variazione di produzione è assimilabile alla valutazione del suo costo-opportunità, inteso come il provento ritraibile dall'impiego alternativo della risorsa danneggiata (Liguoro e Verilli, 2000). Secondo l'approccio estimativo, stimare una risorsa rispetto al valore della produzione perduta equivale a calcolarne il prezzo di trasformazione (Di Cocco, 1960), dato dalla differenza fra il valore della produzione perduta al netto dei mancati costi¹⁹.

La misura del valore della risorsa danneggiata può essere data, quindi, dalla variazione di rendita dei produttori conseguente alla modificazione della funzione di produzione. Infatti, un peggioramento del rapporto dose-risposta determina uno spostamento verso l'alto della funzione di costo totale e, conseguentemente, un traslazione verso sinistra della funzione costo marginale (offerta).

Un'applicazione del metodo delle funzioni di produzione è ricavabile dal primo esempio illustrato nel paragrafo precedente. In questo caso per la valutazione del danno si prende in considerazione il punto di vista dei produttori. Il risarcimento spettante per una riduzione della produttività dei sistemi di pesca provocata dall'inquinamento di un fiume può essere stimato a partire dall'incremento della funzione di costo marginale del pesce collocato sul mercato.

L'impatto aggregato sul processo produttivo è, in questo caso, misurato dalla perdita di rendita dei produttori. Quindi, partendo da una stima della rendita dei produttori senza danno pari a (S_{Ps}) risulta pari a:

¹⁹ Una definizione alternativa di valore di trasformazione applicata alla stima dei danni è quella di 'frutto pendente' (Gallerani *et al.*, 2004) o di 'lucro cessante' (Michieli e Michieli, 2002).

$$S_{ps} = \frac{(5-2) \cdot 5.000}{2} = 7.500 \quad [32]$$

e osservando che, in seguito all'evento dannoso, il surplus del produttore con il danno (S_{pc}) si riduce a:

$$S_{pc} = \frac{(8-7) \cdot 2.000}{2} = 1.000 \quad [33]$$

la riduzione di surplus dei produttori risulta pari a $\Delta S_p = 7.500 - 1.000 = 6.500$ euro/anno²⁰.

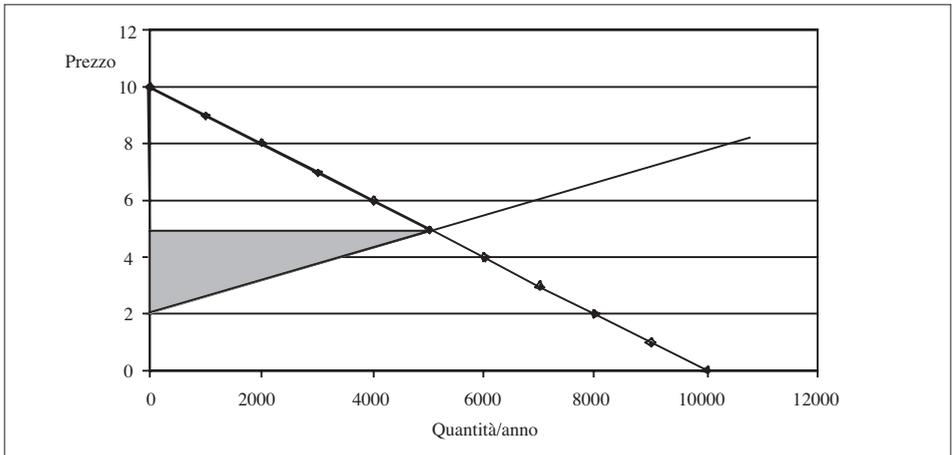


Figura 4.5 - Surplus dei produttori in assenza di danno

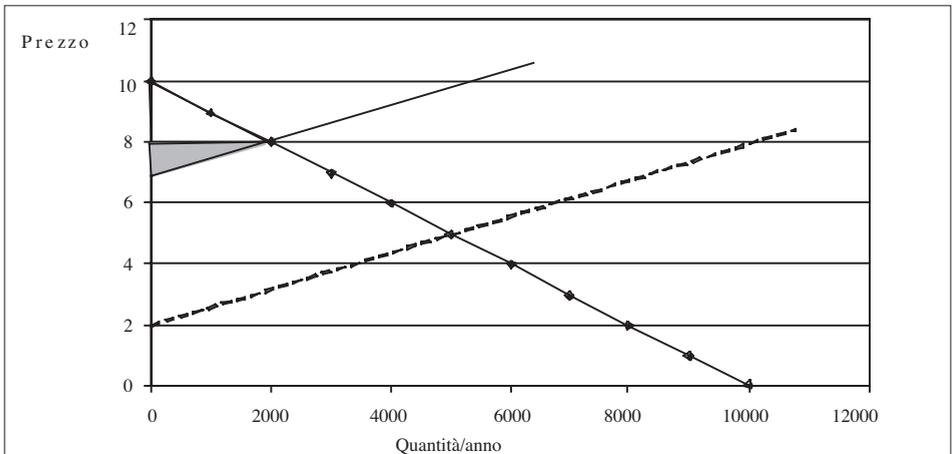


Figura 4.6 - Surplus dei produttori in presenza di danno

²⁰ Anche in questo caso è utile sottolineare che l'esempio è basato su ipotesi molto semplici. Nella realtà, infatti, i fattori che influiscono sulle scelte dei produttori sono molteplici, per cui l'analisi risulta molto più articolata. Ad esempio, dato che certi fattori della produzione possono essere surrogati, la perdita totale reale patita dai produttori potrebbe essere inferiore a quella calcolata.

4.3.3 Il metodo dei prezzi edonici

Il metodo dei prezzi edonici trova applicazione in tutte le situazioni ove si possa stabilire una stretta relazione fra il valore dei beni privati scambiati sul mercato e la qualità dell'ambiente. In altre parole vi è un rapporto di complementarità fra il bene ambientale ed il bene di mercato (Garrod e Willis, 1999; Perman *et al.*, 2003). Questa situazione è piuttosto frequente sia nei tradizionali beni economici di mercato, sia nei beni ambientali. Nel caso della valutazione del risarcimento per danno a beni ambientali, questo metodo è utile soprattutto per valutare le implicazioni patrimoniali del danno ambientale.

Ad esempio, un immobile situato nelle vicinanze di un bosco, di un parco, o inserito in un gradevole contesto paesaggistico percepisce delle esternalità positive: aria pulita, qualità del paesaggio, tranquillità, ecc., che si riflettono positivamente sul valore di mercato. Analogamente, flussi di esternalità negative, come la presenza di aree industriali inquinate, ambienti e/o paesaggi degradati, abbassano il valore delle proprietà limitrofe.

Nell'estimo questo approccio è codificato nel concetto di valore complementare della parte del bene ablata o della risorsa perduta. Di Cocco (1960) definisce il valore complementare come il valore che un bene assume in funzione del valore del contesto dove è collocato; ne consegue che il metodo edonimetrico mira proprio ad individuare il valore complementare e si rivela particolarmente utile nella valutazione di danni ambientali che si riflettono sul valore patrimoniale degli immobili (Merlo, 1990; Defrancesco e Merlo, 1991).

Le conseguenze del danno ambientale, influenzando il comportamento del consumatore e del produttore, possono avere un effetto rilevante sul valore dei beni economici in generale e, in particolare, su quelli che in qualche misura ne incorporano gli effetti. I beni economici infatti, spesso si connotano per un mix di caratteristiche che complessivamente e congiuntamente concorrono alla definizione del valore dei medesimi (Lancaster, 1971), e che, non potendo essere vendute separatamente, non possiedono un valore individuale; i consumatori, tuttavia, attraverso i prezzi pagati, esprimono implicitamente le proprie preferenze su ciascuna di queste caratteristiche, tra le quali assume rilievo il livello di qualità ambientale. Nel mercato immobiliare, ad esempio, non si può acquistare un appartamento separatamente dalla sua ubicazione, dalla panoramicità, dalla qualità dell'aria o del paesaggio circostante.

Il metodo dei prezzi edonici presuppone che il mercato sia effettivamente in grado di apprezzare le variazioni qualitative dell'ambiente. Ad esempio, nel caso di beni immobili limitrofi ad un'industria le cui esalazioni inquinano l'aria circostante, il risarcimento può essere stimato, come già ricordato, per differenza tra il valore di mercato dei beni senza l'evento avverso e il valore di mercato dei beni inseriti nelle attuali condizioni ambientali. L'approccio edonimetrico, quindi, assume che il prezzo di compravendita internalizzi, oltre agli aspetti materiali del bene, anche gli effetti positivi e/o negativi delle esternalità prodotte dall'ambiente circostante²¹.

²¹ La possibilità che un bene ambientale influenzi il valore di un bene privato dipende dal tipo di relazione esistente tra il bene ambientale ed il bene privato. Se, infatti, il bene ambientale ed il bene privato sono anche parzialmente complementari, l'utilità derivante dal primo influenza il valore per il secondo. Il valore del bene ambientale può essere allora ricavato dalla funzione di domanda del bene privato. Quando invece i beni sono sostituiti, allora il valore del bene ambientale è misurato dal prezzo di mercato del bene che lo surroga.

Dal punto di vista teorico il problema può essere illustrato considerando un consumatore, con un certo livello di reddito M che ne impiega parte per acquistare un bene, definito da un vettore di caratteristiche $Z=(Z_1, Z_2, \dots, Z_n)$ e che incorpora gli effetti dei beni ambientali Q .

In questo caso il vettore dei beni ambientali fruito dal consumatore non è indipendente dalle sue scelte, ma è legato in parte dalle sue scelte di consumo: la fruizione (piena o parziale) del bene ambientale è, infatti, condizionata all'acquisto del bene privato. Si ipotizzi che X_k , con $k \in i$, sia il vettore dei beni il cui valore è influenzato dalle caratteristiche ambientali Q .

Il problema da risolvere per il consumatore è la massimizzazione della seguente funzione di utilità:

$$\text{Max}_x \left[U(\mathbf{X}, \mathbf{Q}) \mid M \geq \sum_{i=1}^n P_i \cdot X_i; Q = g(\bar{\mathbf{Q}}, X_k) \right] \quad [34]$$

In questo caso i prezzi P_k dei beni X_k dipenderanno anche dallo stato dell'ambiente Q . Formalmente:

$$P_k = \phi(Z, Q) \quad [35]$$

La [35] è definita anche funzione edonimetrica²². La stima della funzione edonimetrica avviene inferendo le caratteristiche ambientali che si ritiene influenzino il valore con i prezzi osservati dei beni stessi e quindi si ricollega al concetto di valore complementare (Merlo, 1990).

Normalmente, la funzione edonimetrica riassume tutte le caratteristiche influenti sul valore. Nel nostro caso è utile riferirsi esclusivamente a quelle ambientali oggetto di valutazione, in modo da focalizzare l'attenzione sulle perdite di valore riconducibili al danno ambientale. A tale scopo la [35] può essere trasformata nella seguente espressione:

$$P_k = \phi(Z, Q_i, \bar{\mathbf{Q}}) \quad [36]$$

dove Q_i è il bene ambientale oggetto di valutazione e $\bar{\mathbf{Q}}$ il vettore degli altri beni ambientali.

La Figura 4.7 rappresenta l'andamento del valore del bene privato al variare della disponibilità del bene ambientale.

²² Le condizioni del primo ordine per la risoluzione del problema sono:

$$dp/dz = (dU/dz)/(dU/dx) \quad dU/dQ = (dU/dQ)/(dU/dx)$$

Quindi il punto di ottimo per il consumatore si ha quando il saggio marginale di sostituzione tra ciascuna caratteristica del bene e gli altri beni è uguale al contributo al prezzo del bene della caratteristica stessa.

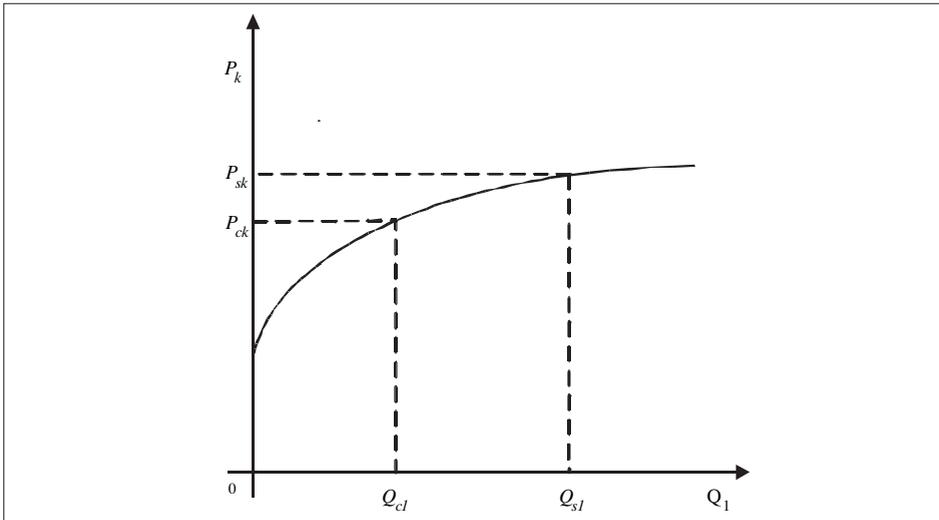


Figura 4.7 - Prezzi e qualità dell'ambiente

Fonte: Hanley e Spash, 1993.

Se, ad esempio la qualità dell'ambiente scende da Q_{sl} a Q_{cl} , il valore scenderà a P_{ck} , e così via. Quindi, una possibile misura della componente del danno conseguente alla riduzione della qualità dell'ambiente sarà data da:

$$D = \phi(Z, Q_{sl}, \bar{Q}) - \phi(Z, Q_{cl}, \bar{Q}) = P_{sk} - P_{ck} \quad [37]$$

La possibilità di stabilire un legame non equivoco fra beni ambientali e prezzi di mercato, e quindi di stimare la funzione edonometrica, dipende anche dal tipo di mercato dove i beni privati vengono scambiati.

Le condizioni sono state formulate in modo rigoroso da Rosen (1974) e, successivamente, perfezionate, per quanto riguarda la valutazione dei beni ambientali, da Freeman (1979). In estrema sintesi, devono verificarsi i seguenti presupposti: i) il mercato deve considerare un'ampia gamma di combinazioni fra bene privato e caratteristica ambientale; ii) il comportamento dei consumatori rispetto al bene ambientale deve seguire la legge dell'utilità marginale decrescente; iii) i consumatori devono avere gli stessi costi di transazione; iv) il mercato deve essere trasparente e, v) non devono esserci ostacoli all'adeguamento dei prezzi alle variazioni della domanda.

Questi presupposti sono piuttosto restrittivi poiché individuano un mercato perfettamente trasparente dal lato dell'offerta e concorrenziale da quello della domanda.

Purtroppo buona parte dei mercati dei beni influenzati dalla qualità dell'ambiente, come i mercati immobiliari, sono diversi da quello appena descritto. Spesso, il mercato non è trasparente e non sempre è possibile evidenziare in modo preciso tutte le caratteristiche del bene alla compravendita. Si pensi, ad esempio, alla presenza di odori o di rumori che si manifestano in modo discontinuo, ma che concorrono in modo determinante a formare il valore degli immobili.

L'uso della [37] per la stima del danno richiede, però, alcune cautele in quanto essa rappresenta la funzione di domanda solo se i consumatori presenti sul mercato

hanno lo stesso reddito ed esprimono le stesse preferenze. In caso contrario, la funzione di domanda deve essere stimata derivando una funzione ottenuta inferendo i prezzi osservati anche rispetto alle variabili esplicative del reddito e delle preferenze dei consumatori.

Si supponga, ad esempio, che la realizzazione di una cava determini la deturpazione del paesaggio e, conseguentemente, il deprezzamento delle abitazioni circostanti, così come evidenziato in Tabella 4.3.

| Immobile | Valore di mercato (.000 €) | | Differenza |
|----------|----------------------------|----------------------------------|------------|
| | Senza danno | Con danno | |
| A | 250 | 230 | 20 |
| B | 350 | 340 | 10 |
| C | 125 | 90 | 35 |
| D | 280 | 250 | 30 |
| E | 300 | 290 | 10 |
| | | Totale (D_p) | 105 |

Il danno permanente (D_p) sarà pari alla perdita totale di valore immobiliare pari a 105 mila euro. Se, in seguito al ripristino della cava, il danno è temporaneo (D_t) l'ammontare verrà conteggiato solo per gli anni in cui l'effetto negativo si è manifestato a partire dal corrispondente danno annuo $D = D_p \cdot r$, dove r è un opportuno saggio di capitalizzazione.

L'applicazione di questo metodo presuppone la possibilità di stimare il più probabile valore di mercato degli immobili con e senza danno. Tale valutazione può essere effettuata a partire da accurate indagini sul mercato immobiliare e stimando funzioni di valore (per esempio con l'analisi di regressione multipla) in grado di incorporare l'effetto del danno ambientale.

APPROFONDIMENTO 8:

La funzione di domanda del bene ambientale

La funzione edonimetrica sopra descritta può essere utilizzata anche per derivare la funzione di domanda del bene ambientale incorporata nella domanda del bene privato collegato. Tale funzione di domanda, utile per valutare delle variazioni di benessere, può essere stimata derivando la funzione edonimetrica rispetto alla caratteristica in esame.

$$\frac{dP_k}{dQ_1} = \phi'(Z, Q_1, \bar{Q}) \quad [38]$$

Tale espressione fornisce l'andamento della disponibilità a pagare marginale per il bene ambientale e presenta l'andamento riportato nella Figura 4.8.

In questo caso la componente del danno ambientale è stimabile integrando la funzione di domanda fra Q_{cl} e Q_{sl} .

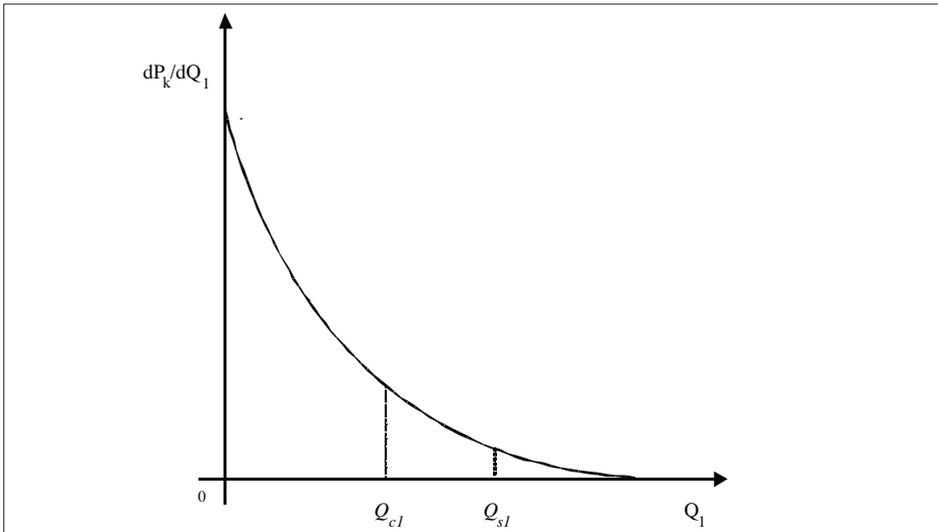


Figura 4.8 - Prezzi marginali degli immobili e variazione della qualità dell'ambiente

4.3.4 Il metodo del costo di viaggio

L'utilizzo della funzione di spesa per il calcolo del surplus del consumatore e per la valutazione dei beni ambientali ha ispirato alcuni metodi per la stima monetaria dei beni pubblici. Fra tutti, uno dei più affermati è il Metodo del Costo di Viaggio (TCM, acronimo in lingua inglese), che è riconducibile alle metodologie di stima indiretta dei valori di uso di un bene ambientale. Tale procedura, molto apprezzata per la stima dei siti ricreativi e, in certe condizioni, applicabile anche alla valutazione del danno patito dai consumatori, è stata messa a punto da Clawson a partire da alcune intuizioni di Hotelling (1931) (Clawson, 1959). Il TCM si basa sulla possibilità di derivare la funzione di domanda del bene ambientale pubblico a partire dal comportamento dei consumatori rispetto alle spese necessarie per la fruizione del bene stesso. Il TCM presuppone, ragionevolmente, che la domanda del consumatore rispetto ad un qualsiasi bene economico non dipenda solo dal prezzo del bene ma anche da tutte le disutilità che l'acquisizione dello stesso comporta: se tutte queste componenti si possono riassumere nel prezzo (P), la funzione inversa di domanda sarà $X = f(P)$. Tuttavia, si può verosimilmente ammettere che accanto a tale prezzo, il consumatore sostenga alcuni costi aggiuntivi (C): basti pensare alle spese sostenute per raggiungere fisicamente il luogo dove si può fruire o accedere all'acquisto del bene, ai costi in termini di perdita di tempo o allo stress cagionato dall'affrontare fenomeni di congestione o di competizione all'acquisto. In tal caso la funzione inversa di domanda può essere scritta come $X = f(P, C)$. Ciò premesso, l'equilibrio del consumatore, con riferimento a due beni, può essere individuato risolvendo la seguente equazione:

$$\text{Max}(U = u(X_1, X_2)) \quad [39]$$

$$\text{con: } (P_1 + C_1)X_1 + (P_2 + C_2)X_2 = M \quad [40]$$

dove x_1 e x_2 sono due beni di prezzo P_1 e P_2 , e costi di accesso C_1 e C_2 ; U è la funzione di utilità ed M è il reddito. Assumendo che X_1 rappresenti i beni privati e che X_2 sia il numero delle visite ad un sito ricreativo e ponendo: i) $P_1 > 0$ e $C_1 = 0$, ovvero prezzi di acquisto rilevanti e costi d'accesso trascurabili nell'acquisizione dei beni privati; e ii) $P_2 = 0$ e $C_2 > 0$, ovvero prezzi trascurabili e costi di accesso rilevanti nella fruizione del sito ricreativo, il modello precedente può essere riscritto nel modo seguente:

$$\text{Max}(U = u(X_1, X_2)) \quad [41]$$

$$\text{con: } P_1 X_1 + C_2 X_2 = M \quad [42]$$

dal quale è possibile dedurre che l'equilibrio del consumatore è determinato dalle preferenze $[u(X_1, X_2)]$, dal reddito (M), dal prezzo dei beni privati (P_1) e dal costo per l'accesso alle risorse ricreative (C_2).

Il metodo del costo di viaggio si basa sull'ipotesi che variazioni nel costo di accesso C_2 alla risorsa inducano, nelle scelte del consumatore, gli stessi effetti che avrebbero le modificazioni degli eventuali prezzi, provocando una diminuzione delle visite all'aumentare del costo unitario. In questo caso, la funzione di domanda del sito ricreativo può essere scritta come $X_2 = f(C_2)$ e può essere ricavata, a partire dall'analisi della relazione esistente tra numero delle visite ad un determinato sito e costo unitario della visita stessa, attribuendo eventualmente un valore al tempo impiegato per raggiungere il sito.

La relazione esistente fra visite e costo per visita (*travel generator function*) può essere ricavata osservando le visite per zona omogenea, oppure prendendo in considerazione i singoli individui (Bonnieux *et al.*, 2002; Perman *et al.*, 2003; Touaty e Gié, 2004). L'approccio individuale (Brown e Nawas, 1973), per certi versi una generalizzazione di quello zonale, deriva l'andamento del saggio di frequenza individuale comparando le spese per visita sostenute dai consumatori ed il numero di visite per fruitore nell'arco di un intervallo di tempo dato. Pertanto, dato un campione di individui omogeneo per reddito e preferenze, il numero di visite dipenderà solo dal costo per visita, ovvero:

$$X_2 = g(C_2) \quad [43]$$

dove X_2 indica il numero di visite e C_2 il costo unitario. Aggregando il numero di visite individuali è possibile ricavare il numero totale di visite per ciascun costo unitario. Il saggio individuale di visita decresce all'aumentare del costo per visita, come riportato nella Figura 4.9:

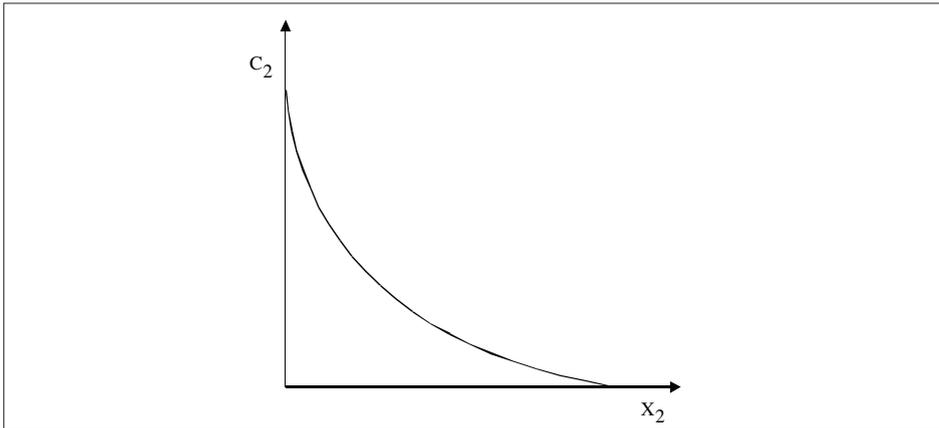


Figura 4.9 - Relazione tra costo del viaggio e saggio individuale di visita

Ora, assumendo che tutti gli individui siano omogenei per reddito e preferenze, è evidente che il benessere del consumatore riconducibile alle visite è determinato dal numero di visite effettuate, le quali a loro volta dipendono dal costo per visita. In altre parole, la funzione $X_2 = g(C_2)$ rappresenta l'andamento delle visite di ciascun individuo rispetto al costo unitario e consente di derivare la funzione di domanda di uso del sito in esame. Infatti, incrementando progressivamente C_2 , è possibile determinare, per ciascun individuo, il numero di visite alle nuove condizioni e, quindi, tracciare per punti la funzione di domanda. Tale curva è individuata dall'aggregazione orizzontale delle domande individuali ai diversi costi aggiuntivi CA.

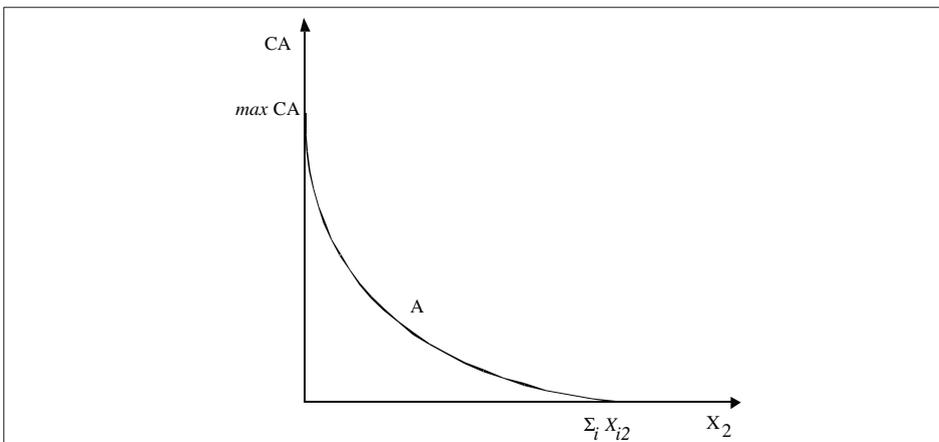


Figura 4.10 - Funzione di domanda ricreativa

Questa curva, come evidenziato in Figura 4.10, intercetta l'asse delle ascisse nel punto $\sum_i X_{i2}$, (che rappresenta il numero a livello aggregato delle visite a costo aggiuntivo pari zero nella situazione attuale) e l'asse delle ordinate a livello del costo proibitivo massimo riscontrato nell'ambito dei fruitori. Integrando tale funzio-

ne di domanda A si ottiene il valore monetario del surplus percepito dai fruitori del sito²³.

Ritornando ora al danno ambientale, è evidente che dalla modificazione della *travel generator function* indotta dal danno ambientale è possibile ricavare la modificazione della funzione di domanda del sito e, quindi, ottenere una misura monetaria del benessere (surplus) perduto.

Questo metodo, seppur molto utile nella valutazione delle componenti del danno ambientale, è molto costoso e richiede una mole notevole di dati per l'implementazione (Bonnieux *et al.*, 2002). Può quindi essere utile utilizzare una proxy induttiva ma approssimata: il valore dell'utilità perduta in seguito all'evento dannoso può essere assunto almeno pari alle mancate spese sostenute per fruire di un determinato bene ambientale.

L'approccio illustrato si definisce *single-site model*, ed è il più usato anche per la relativa facilità di applicazione. Tuttavia dalla sua formulazione iniziale sono stati fatti numerosi passi avanti nello sviluppo del metodo del costo di viaggio. Ad esempio, la variazione di benessere associata alla variazione di qualità ambientale può essere stimata con modelli *panel data*, utilizzando: i) osservazioni riferite a momenti storici diversi (Brown *et al.*, 1983); ii) associando osservazioni di comportamenti reali ed ipotetici (Layman, *et al.*, 1996; McConnell, 1986); iii) associando osservazioni riferite a siti diversi, nell'assunzione che siti alternativi possano surrogare i servizi che il sito danneggiato non può più fornire (Smith e Desvousges, 1985). Questa ultima specificazione prende il nome di *multi-site model*, e, oltre alle applicazioni per la stima del danno ambientale, viene usato quando lo scopo della stima è quantificare il valore di più siti simultaneamente.

Quando nella stima intervengono diversi siti surroganti o sostitutivi del sito danneggiato, devono essere applicati particolari accorgimenti metodologici tra cui, quando i siti alternativi sono diversi, l'applicazione dei *Random Utility Models* (RUM) (Bockstael *et al.*, 1991).

I modelli RUM assumono come variabile dipendente non la quantità di visite effettuate in un certo sito e per un certo periodo dell'anno, ma la probabilità che l'individuo scelga di recarsi in un certo sito rispetto ad altri siti alternativi in una singola occasione di uscita. Si assume, infatti, che, nella scelta del luogo della visita, l'individuo consideri il prezzo della gita (che spesso è funzione della distanza del sito dalla propria residenza) e alcune caratteristiche salienti del sito (come la sua qualità ambientale). Quindi, in ogni singola occasione, l'individuo sceglie tra una serie di siti C_i ciascuno dei quali gli fornisce una certa utilità

$$v_i = \beta_{tc} TC_i + \beta_q Q_i + e_i \quad [44]$$

dove TC_i è il costo per raggiungere il sito i , Q_i è il vettore delle caratteristiche del sito, e_i è il termine di errore casuale che tiene conto dei fattori non direttamente osservabili, e β i parametri di tali variabili. L'individuo sceglierà di visitare il sito che gli fornisce l'utilità maggiore, relativamente al livello di utilità fornitogli dai siti alternativi. Al momento dell'applicazione al caso reale, il modello viene spesso integrato con alcune caratteristiche personali dell'intervistato (età, reddi-

²³ Per una trattazione dettagliata ed esaustiva di ogni aspetto del metodo del costo di viaggio si rimanda a Ward e Beal (1997).

to, livello di istruzione, ecc.) (Haab e McConnell, 2002). Normalmente, ci si aspetta che la probabilità di scelta di un certo sito decresca al crescere del costo di accesso, aumenti in presenza di caratteristiche ambientali positive e diminuisca in presenza di caratteristiche ambientali negative. Le caratteristiche personali possono essere usate anche per stimare eterogeneità di preferenze per i diversi siti a partire da differenze di età, sesso, reddito, ecc.

Nella stima del modello, la forma della distribuzione del termine di errore e determina la forma della distribuzione delle probabilità di scelta di un certo sito, e quindi dell'utilità associata a ciascuna scelta. La stima della probabilità di visitare un certo sito e, quindi, dei parametri dell'equazione [44] si basa comunque sull'osservazione delle visite svolte in un certo periodo di riferimento; la conformazione del database utilizzabile nella stima del *multi site model* è simile a quella utilizzata nei modelli a visita singola: vi figurano il numero di visite effettuate in ciascun sito nel periodo di riferimento, i costi per visita per ciascun sito, le caratteristiche e i livelli di qualità ambientale di ciascun sito, le caratteristiche socio-economiche del rispondente. I parametri del modello vengono di solito stimati con modelli statistici per variabili discrete (Ben-Akiva e Lerman, 1985) come i *multinomial logit* e, a partire da tali parametri, vengono stimate le misure statistiche per la valutazione dei benefici perduti a seguito del danno (Herriges e Kling, 1999).

APPROFONDIMENTO 9:

Esempio di applicazione del metodo del costo di viaggio individuale per la valutazione di danno ambientale

Si assuma che i fruitori di sito ricreativo danneggiato siano A, B, C e D e, inoltre, che le corrispondenti spese di viaggio e la frequenza al sito, con e senza il danno, siano quelle riportate nella Tabella 4.4.

| Individuo | Costo per visita (€) | Visite annue | |
|---------------|----------------------|----------------|--------------|
| | | Senza il danno | Con il danno |
| A | 2 | 20 | 14 |
| B | 4 | 10 | 7 |
| C | 5 | 8 | 6 |
| D | 8 | 5 | 3 |
| Totale | | 43 | 30 |

Tabella 4.4 – Elementi di base per la applicazione del metodo del costo di viaggio

Ora, assumendo per semplicità una forma lineare della *travel generator function*, interpolando costo per visita e visite annue, si ottiene, rispettivamente:

$$VAS = 21,96 - 2,36CPV \quad [45]$$

$$VAC = 15,733 - 1,73CPV \quad [46]$$

con:

VAS Visite annue senza il danno;

VAC Visite annue con il danno;

CPV Costo per visita.

Le funzioni [45] e [46] rappresentano l'andamento osservato nel numero di visite in relazione al relativo costo. Ora, se si ipotizza che tale andamento sia valido anche per eventuali variazioni di costo, è possibile stimare il numero di visite totali, assumendo costi aggiuntivi crescenti. Le Tabelle 4.5 e 4.6 riportano le visite individuali e totali a diversi costi aggiuntivi.

Tabella 4.5 - Visite annue senza il danno

| Individuo | Costo aggiuntivo per visita (€) | | | | | |
|---------------|---------------------------------|-----------|-----------|----------|----------|----------|
| | 0 | 2 | 4 | 6 | 7 | 8 |
| A | 20 | 13 | 8 | 3 | 1 | 0 |
| B | 10 | 8 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| C | 8 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| D | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Totale | 43 | 26 | 12 | 3 | 1 | 0 |

Tabella 4.6 - Visite annue con il danno

| Individuo | Costo aggiuntivo per visita (€) | | | | | |
|---------------|---------------------------------|-----------|----------|----------|----------|----------|
| | 0 | 2 | 4 | 6 | 7 | 8 |
| A | 14 | 9 | 5 | 2 | 0 | 0 |
| B | 7 | 5 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| C | 6 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| D | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Totale | 30 | 18 | 7 | 2 | 0 | 0 |

A questo punto, interpolando costi aggiuntivi e visite totali annue è possibile stimare la funzione di domanda del sito senza e con danno ambientale. Tale funzione rappresenta la disponibilità a pagare aggiuntiva all'attuale per accedere al sito. Assumendo la consueta forma lineare si ottiene:

$$VAS = 38,401 - 5,42CA \quad [47]$$

$$VAC = 26,557 - 3,79CA \quad [48]$$

con:

VAS Visite annue senza il danno;

VAC Visite annue con il danno;

CA Costo aggiuntivo per visita.

La Figura 4.11 illustra l'andamento della funzione inversa di domanda del sito, con e senza danno, dalla quale si evince che l'evento avverso determina una evidente contrazione nella domanda.

La perdita annua di benessere derivante dal danno è misurata dall'area compresa tra le due rette ed è pari alla differenza fra il surplus senza danno (136,10 euro) e quello con danno (93,11 euro). Tale perdita ammonta a 42,95 euro annui.

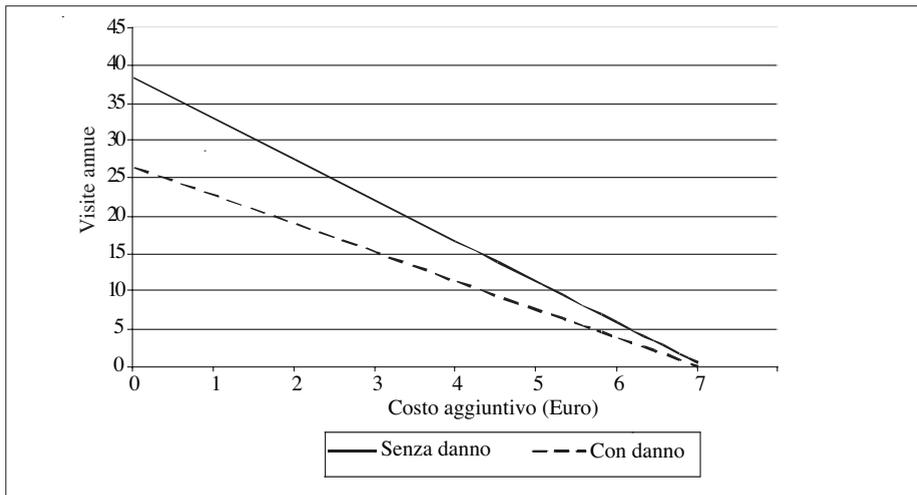


Figura 4. 11 - Domanda ricreativa del sito con e senza danno

4.4 I metodi basati sull'approccio delle preferenze dichiarate

Nei paragrafi precedenti, la valutazione del danno ambientale è stata affrontata assumendo che una diminuzione, qualitativa o quantitativa, dei beni ambientali disponibili provochi una modificazione del comportamento individuale, rilevabile sui mercati dei beni privati: tale comportamento sarebbe infatti espressione di adattamento al disagio sofferto a seguito del danno stesso.

Esistono tuttavia casi in cui il valore del bene ambientale danneggiato è maggiormente legato alle componenti di non-uso del VET (Randall e Stoll, 1983; Mandriaga e McConnell, 1987; Randall, 1991; Freeman, 1993; Carson *et al.*, 1999b). In tali casi, non è possibile rilevare alcuna modificazione del comportamento individuale, in quanto i mercati dei beni appropriabili non possono offrire surrogati del bene danneggiato. Come già osservato ed in caso di non piena ripristinabilità della risorsa danneggiata, è possibile agire in due modi: i) attraverso il metodo della surrogazione 'risorsa per risorsa' o 'servizio per servizio', che consiste essenzialmente nella stima del costo della risorsa sostitutiva, ovvero del costo di surrogazione del servizio perso con il danno; ii) assumendo, in sede valutativa, come bene surrogante direttamente la moneta.

L'approccio 'risorsa per risorsa' o 'servizio per servizio' si risolve quindi nella stima di un valore di surrogazione: il grado di surrogazione ottenibile potrà essere diverso a seconda della componente verso la quale si è maggiormente rivolto il danno (fattore ricreativo, mantenimento della biodiversità, ecc.). Attraverso il secondo approccio, invece, le utilità prodotte dal bene danneggiato vengono ricondotte ad un confronto con le utilità prodotte dalla moneta. Dato che il valore di tali utilità è soggettivo, l'unica strada per la loro misura è quella della dichiarazione diretta da parte degli individui. Si parla, quindi, in questo caso di metodi di valutazione basati sulle preferenze espresse o dichiarate.

La stima del danno ambientale attraverso l'uso di preferenze dichiarate costituisce, attualmente, l'unico strumento valutativo disponibile per quantificare le eventuali perdite di valori passivi, nel caso in cui il bene ambientale danneggiato

presenti caratteristiche di unicità e non surrogabilità (Bishop e Welsh, 1992). La letteratura internazionale riporta numerosi casi applicativi di tale approccio alla valutazione monetaria di danni ambientali (tra gli altri, Carson *et al.*, 2003; Flores e Thatcher, 2002; Boyle *et al.*, 1999; Carson *et al.*, 1994). Tuttavia, in Italia il metodo sembra applicato alla stima del danno ambientale in via squisitamente sussidiaria rispetto ad altri metodi valutativi, considerati meno costosi, purché non siano molto rilevanti i valori passivi danneggiati. Dalle prime applicazioni del metodo alla valutazione dei beni ambientali, molti progressi sono stati compiuti, tanto dal punto di vista metodologico che da quello applicativo. In generale, da un punto di vista psicologico e cognitivo, l'ordinamento delle preferenze individuali è un tipico processo nel quale componenti di incertezza o di scarsa informazione possono intervenire nelle decisioni del consumatore, in particolare se l'individuo deve confrontarsi con beni il cui consumo non è regolato da uno specifico mercato, come avviene nel caso di beni ambientali. Anche per queste ragioni, che possono influire molto sull'entità delle stime prodotte, l'applicazione del metodo alla stima del danno ambientale è attualmente limitata. Va ricordato tuttavia che dopo il disastro ambientale della Exxon Valdez, il NOAA fu incaricato di redigere una procedura per la valutazione del danno ambientale, nel cui ambito un gruppo di economisti, guidati da K. Arrow, elaborò un rapporto circa l'affidabilità della valutazione contingente (Arrow *et al.*, 1993; Carson *et al.*, 1996a e 1996b). L'approccio basato sulle preferenze dichiarate si articola in due filoni operativi principali, dalla comune base metodologica, ma dalle potenzialità applicative diverse: la valutazione contingente e la *conjoint choice*. La seconda si differenzia dalla prima perché stima il bene o servizio da valutare non solo attraverso la misura della disponibilità a pagare ma anche attraverso il peso che il consumatore attribuisce a diverse componenti dello scenario ipotetico (es. diversi interventi per ripristinare il danno o diverse politiche da implementare per la prevenzione di danni futuri). Da un punto di vista teorico, entrambe le tecniche si rivolgono alla valutazione dei beni e servizi senza mercato, per i quali non esiste, dunque, un luogo economico ove gli individui esercitano la propria possibilità di scelta, confrontando le proprie preferenze con un prezzo di mercato dato. Per tali beni, di cui i beni ambientali costituiscono forse la tipologia più rilevante, i metodi basati sulle preferenze espresse surrogano un mercato (definito 'ipotetico') rendendo quindi possibile la determinazione e la stima dei benefici da essi prodotti. La teoria economica fondante assume, infatti, che gli individui possano esprimere le proprie preferenze per ogni tipologia di bene, e siano in grado di stabilirne una misura monetaria confrontando le utilità prodotte da ciascun bene con una diminuzione o un aumento del proprio reddito. In tal modo, la valutazione contingente e la *conjoint choice* consentono di fornire una misura monetaria delle perdite individuali di benefici prodotti dal bene ambientale danneggiato.

4.4.1 Il metodo della valutazione contingente

La valutazione contingente (Mitchell e Carson, 1989)²⁴ è un metodo diretto per la

²⁴ Per la descrizione sintetica, gli aggiornamenti metodologici o la critica al metodo della valutazione contingente si veda anche: Cummings *et al.* (1986), Arrow *et al.* (1993), Hausman (1993), Bateman I.J., Turner R.K. (1993), Stellin e Rosato (1998), Carson (2000), Gios e Notaro (2001) Haab e McConnell (2002), Bateman *et al.* (2002), Hanemann *et al.*, 1991.

valutazione di beni senza mercato che si basa sulla rilevazione delle preferenze espresse direttamente dal consumatore, reale o potenziale. Il metodo trova quindi favorevole applicazione nella stima del VET dei beni pubblici e misti (Albani e Romano, 1998; Bishop e Romano, 1998).

Il fondamento teorico del metodo della valutazione contingente consiste nella possibilità di misurare quantitativamente le variazioni di surplus sotteso alla curva di domanda del bene pubblico oggetto di valutazione, ovvero le misure della Disponibilità a Pagare (*DAP*) o della Disponibilità ad Accettare (*DAC*)²⁵ di una certa popolazione per il bene o servizio oggetto di valutazione (ad esempio, per ottenerne un miglioramento, quantitativo o qualitativo), oppure il compenso minimo richiesto per rinunciarvi (*DAC*). Idealmente, quindi, in caso di valutazione di danno ambientale, si potrebbe ottenere la *DAP* individuale per ricostituire il bene ambientale nella sua qualità antecedente al danno, qualora tale intervento sia tecnicamente attuabile, oppure la *DAC* per rinunciare definitivamente al bene danneggiato e ai suoi servizi, nel caso in cui il ripristino non sia possibile. La scelta nell'utilizzo delle due misure *DAP* e *DAC* è stata efficacemente esemplificata da Pearce e Turner (1991), secondo i quali entrambe possono essere utilizzate per valutare sia il beneficio derivante da un miglioramento ambientale sia il disagio derivante da un peggioramento o danno ambientale. Infatti, la *DAP* può essere stimata: i) per ottenere un miglioramento, ii) per evitare un danno; la *DAC* può essere invece espressa: i) per rinunciare a un servizio o beneficio acquisito, ii) per sopportare un danno.

Nella pratica, si crea un mercato ipotetico di riferimento per il bene oggetto di stima, e si seleziona un campione statisticamente significativo che rappresenti la popolazione potenzialmente interessata al bene, e quindi coinvolta dal verificarsi del danno. In seno a questo mercato si rileva, tramite intervista diretta a ciascuno dei membri del campione stesso, la *DAP*²⁶ una data somma di denaro per finanziare il ripristino della risorsa danneggiata. La somma che il consumatore accetterà di pagare costituisce misura della perdita di benessere procuratogli dall'evento dannoso, in coerenza con gli assiomi dell'equilibrio del consumatore e della massimizzazione dell'utilità.

La rilevazione della *DAP* può avvenire operativamente attraverso due vie principali:

- 1) la dichiarazione di una cifra puntuale da parte dell'intervistato, come semplice risposta ad una domanda del tipo '*Quanto sarebbe disposto a pagare per...?*' (*open ended question*); tale cifra corrisponde alla massima *DAP* dell'intervistato;
- 2) l'accettazione (o il rifiuto) di pagare una certa cifra proposta dall'intervistatore, come risposta ad una domanda del tipo '*Sarebbe disposto a pagare X euro per...?*' (*close ended question*).

Ciascuno di questi due metodi contempla diverse tecniche operative di rilevazione. Il formato *open ended* chiede direttamente agli intervistati la loro massima

²⁵ Secondo la teoria economica queste misure non dovrebbero differire in modo significativo, anche se molte indagini dimostrerebbero che gli individui esprimono spesso una *DAC* molto maggiore della *DAP* (Knetsh, 1989). Ciò sarebbe poi ulteriormente enfatizzato dalla generale avversione al rischio degli individui, per cui i più tenderebbero a sottostimare al *DAP* e a sovrastimare la *DAC*. La causa di questa 'distorsione' dal comportamento razionale perfetto assunto dalla teoria economica sarebbe di ordine psicologico (tendenza a valutare diversamente guadagni e perdite). Vi è inoltre da notare come la *DAP* comporti di per sé una diminuzione del reddito disponibile (ed il suo ammontare è quindi soggetto al vincolo di bilancio), mentre la *DAC* non lo è. Per dimostrazioni empiriche del fenomeno, cfr. Hanemann (1991), Adamowicz *et al.* (1993).

²⁶ Di qui il paragrafo farà riferimento alla sola misura della *DAP*, per i motivi esposti in precedenza dal lavoro.

DAP, senza fornire alcun suggerimento. Nella valutazione di beni con i quali gli intervistati non abbiano familiarità, possono quindi subentrare difficoltà valutative, e, come provato dall'esperienza, ciò può tradursi in un'elevata percentuale di non-risposte, dichiarazioni di valori estremi o risposte di protesta. Per tali ragioni, la pratica operativa sconsiglia l'utilizzo di questo formato, che può però risultare di utile applicazione nella fase di pre-test del questionario. Varianti della tecnica *open ended* sono:

- 1) il *bidding game format*, che simula una situazione reale di mercato (l'asta) in cui gli individui sono chiamati a dichiarare un prezzo. L'intervistatore suggerisce una cifra iniziale e, se l'intervistato l'accetta, reitera la proposta con una cifra più alta, fino a che l'intervistato non la rifiuta. A questo punto, l'intervistatore inizia a proporre cifre decrescenti, fino al riscontro positivo da parte dell'intervistato. La cifra 'contrattata' attraverso il procedimento costituirebbe, quindi, la massima *DAP* dell'intervistato. La tecnica, però, produrrebbe stime alterate, per la forte influenza della prima cifra proposta sulla risposta (*starting point bias*);
- 2) il *payment card format*, che consente agli intervistati di identificare la loro massima *DAP* selezionandola da un insieme di importi predefiniti, riferiti ai prezzi di beni e servizi di utilizzo corrente. Tale tecnica consentirebbe di valutare più attentamente le proprie preferenze prima di rispondere ed eviterebbe il problema dello *starting point bias*, anche se rimane l'influenza delle cifre riportate nella carta di pagamento (*anchoring bias*) (Whitehead, 2002).

I formati di risposta *close ended* (Bishop e Heberlein, 1979) sono stati proposti per semplificare al massimo il processo di risposta da parte dell'intervistato. Nel corso dell'intervista, infatti, questo deve semplicemente accettare o rifiutare una certa proposta di pagamento, dall'ammontare predefinito. Si ritiene che tale metodo permetta di rilevare le reali preferenze individuali in quanto simula il meccanismo di mercato, in cui gli individui sono abituati ad acquistare un certo bene solo se ne accettano il prezzo. Per tale motivo, si dice che i formati di domanda *close ended* siano *incentive compatible* (Alberini *et al.*, 1997). L'intervistato, quindi, accetterà la cifra proposta se questa è uguale o inferiore alla propria *DAP* massima. Se gli intervistati si attengono a comportamenti razionali, il metodo consentirebbe di ridurre al minimo le risposte di protesta. Rimane tuttavia la possibilità di *starting point bias*, e sono da valutare possibili distorsioni attribuibili al fenomeno '*yea saying*' (Bachman e O'Malley, 1984; Blamey *et al.*, 1999), secondo cui il rispondente tende a rispondere affermativamente alla richiesta, senza valutarla attentamente, per disinteresse, svogliatezza, acquiescenza (Kanninen, 1995). Il formato *close ended* si articola in alcune varianti:

- 1) *single-bounded discrete choice*, in cui viene proposta una sola cifra; l'accettazione o il rifiuto di tale cifra quantificano la *DAP* dell'intervistato in termini di intervallo aperto (maggiore o minore della cifra stessa);
- 2) *double-bounded discrete choice*, in cui vengono proposte due cifre: se l'intervistato accetta la prima cifra, la seconda proposta sarà superiore; se rifiuta la prima cifra, la seconda sarà inferiore; in tal modo, è possibile delimitare la *DAP* ad un intervallo chiuso (se le due risposte sono *SI-NO* o *NO-SI*), o in intervallo aperto, come nel formato *single-bounded* se le due risposte sono *SI-SI* o *NO-NO*²⁷;

²⁷ Se, ad esempio, ad una prima richiesta di 25 euro l'intervistato ha accettato, si richiederà la disponibilità a pagare 50 euro. Se l'intervistato accetterà, si saprà che la sua *DAP* reale è maggiore di 50 euro. Se rifiuterà, la sua *DAP* si collocherà tra 25 e 50 euro.

- 3) *triple e multiple-bounded discrete choice*, come il *double bounded*, è stato introdotto per cercare di aumentare l'efficienza delle stime prodotte con il metodo *close-ended* (Scarpa e Bateman, 2000). Aumenta (di solito fino a tre o quattro) il numero delle cifre proposte con il metodo della risposta chiusa. Studi empirici hanno però dimostrato che la banda tripla o multipla non aumenterebbe significativamente l'efficienza della stima rispetto alla doppia banda (Bateman *et al.*, 2001; Cooper e Hanemann, 1995);
- 4) *payment ladder*, costituisce l'alternativa al formato *payment card* nel caso si vogliano utilizzare formati a risposta chiusa. L'intervistato deve individuare nella scheda di pagamento gli importi che sicuramente è disposto a pagare, e quelli che certamente non pagherebbe. L'importo massimo tra quelli che è disposto a pagare e l'importo minimo tra quelli che non è disposto a pagare vengono assunti come limiti dell'intervallo della *DAP*.

A seguito delle esplicite indicazioni del NOAA panel a favore dell'utilizzo delle domande *close ended* per la rilevazione della *DAP*, la letteratura scientifica sulla valutazione ambientale ha registrato un crescente interesse per l'applicazione di modelli statistici specifici per l'analisi dei dati raccolti con il formato a 'risposta chiusa'.

Dopo la raccolta dei dati e la loro analisi, diverse misure di tendenza centrale della *DAP* individuale (di solito, media e/o mediana) vengono successivamente estrapolate (in forma diversa, a seconda del metodo di campionamento adottato) al numero totale dei membri della popolazione coinvolta nel danno ambientale, ottenendo in tal modo la stima del valore economico totale della perdita subita.

Il questionario

Come premesso, la rilevazione della *DAP* è individuale, e avviene nell'ambito della simulazione di un mercato ipotetico. Operativamente, è necessario avvalersi dell'uso di un questionario. La costruzione di un questionario per una valutazione contingente rappresenta un momento particolarmente delicato dell'indagine, perché lo strumento deve essere in grado di indurre i rispondenti a rivelare le loro reali preferenze. Negli anni, varie discipline e scienze sociali hanno contribuito al perfezionamento e all'innovazione delle indagini basate sull'uso di questionari. Se quindi, in generale, un questionario deve innanzitutto comunicare un insieme di informazioni, trasmettendo, nel modo più chiaro e semplice, tutte quelle conoscenze sussidiarie per la raccolta delle risposte alle domande specifiche relative al tema dell'indagine, nel caso particolare della valutazione contingente, le informazioni fornite e le domande rivolte ai rispondenti devono essere in grado di rilevare quelle misure quantitative e qualitative atte a stimare in modo appropriato le variazioni del benessere individuale.

Questo tema è enfatizzato dai contributi metodologici e operativi della letteratura recente sulla valutazione contingente, nei quali si sottolinea il rapporto tra la qualità del risultato valutativo prodotto e la cura nella creazione dei questionari per la raccolta dei dati. I criteri principali che contribuiscono alla qualità del questionario possono essere riassunti in: i) comprensibilità dei quesiti; ii) semplicità e sinteticità del linguaggio; iii) coerenza della relazione intercorrente tra l'oggetto della valutazione, lo scenario ipotetico e i quesiti.

Un aspetto fondamentale per la creazione di un buon questionario riguarda la puntualizzazione del problema valutativo e l'analisi dei suoi contenuti. Perché il que-

stonario trasmetta ai rispondenti tutte le informazioni utili a definire la propria *DAP*, il bene o servizio danneggiato deve essere, quindi, attentamente studiato e approfondito. Nel caso particolare del danno ambientale, possono subentrare, ad esempio, incertezze scientifiche relative agli effetti fisici e biologici del danno stesso, o potrebbe essere difficile tradurre determinati effetti in linguaggio corrente, facilmente comprensibile agli intervistati. Le tematiche particolari di cui deve tenere conto chi redige il questionario possono essere così sintetizzate: i) il linguaggio utilizzato nella formulazione delle domande, nella descrizione del bene e dello scenario ipotetico²⁸; ii) la descrizione del danno avvenuto e la natura del bene danneggiato²⁹; iii) la descrizione del mercato ipotetico³⁰; iv) la selezione delle offerte iniziali³¹.

Prestata adeguata attenzione agli aspetti riportati, il questionario si articola in diverse sezioni, ordinate, in linea di massima, per difficoltà di comprensione decrescente da parte dell'intervistato, e dando la precedenza ai temi dell'indagine, rispetto alla rilevazione delle caratteristiche personali dell'intervistato (Carson *et al.*, 1999b). Le sezioni principali di cui deve essere composto un questionario sono (Mitchell, 2002):

- 1) sezione introduttiva, che riporta domande di carattere generale e attitudinale, volte a capire la familiarità dell'intervistato con il bene e la sua percezione personale del danno. Lo scopo di questa sezione è duplice: favorire la motivazione del rispondente a partecipare all'indagine e fornire informazioni utili ad introdurre la sezione valutativa;
- 2) sezione valutativa, che descrive lo scenario ipotetico nel quale si colloca l'esperimento di valutazione contingente e riporta le domande sulla disponibilità a pagare, corredate da eventuali domande di verifica della coerenza delle risposte fornite;
- 3) sezione finale, rivolta alla raccolta delle caratteristiche personali e socio-economiche dell'intervistato. Tali caratteristiche serviranno a fornire eventuali chiavi di lettura della *DAP*, legate a ruoli occupazionali e sociali, età, livello di

²⁸ Sono da evitare i termini troppo tecnici o poco conosciuti, le forme verbali e sintattiche che possono indurre ambiguità di interpretazione o evasione nella risposta.

²⁹ In particolare, devono essere evidenziati gli aspetti che maggiormente possono influire sul benessere dell'intervistato, non incorrendo in pedanterie descrittive, ma ricercando i mezzi espressivi più adatti (anche supporti fotografici, disegni, piccoli glossari) affinché gli intervistati colgano la natura del bene da valutare ed evitino le più comuni distorsioni nell'espressione della *DAP*, o le forme di protesta che spesso vengono associate al metodo.

³⁰ Affinché l'intervistato dichiari una *DAP* quanto più vicina alla reale, si raccomanda l'utilizzo di un mercato ipotetico credibile e caratterizzato da regole simili ai mercati reali. Tra le varie forme che dovrebbero incentivare la collaborazione e la franchezza nella risposta, il referendum è una delle maggiormente accreditate. Tale espediente consiste nell'indurre l'intervistato a dichiarare la propria intenzione sotto forma di un voto, con la consapevolezza che al voto affermativo corrisponderebbe l'esborso di un certo ammontare monetario. Tuttavia, l'esperienza comune italiana assegna al referendum la facoltà di esprimere una volontà politica, più che economica. Vanno quindi evitate le ambiguità e gli errori di interpretazione cui può essere indotto l'intervistato per poca familiarità con uno strumento valutativo che può, come nel caso del referendum, associare valenza economica e natura politica.

³¹ Tale problema è particolarmente rilevante se la domanda sulla disponibilità a pagare adotta il formato chiuso e l'intervistato è chiamato ad esprimersi attraverso una risposta dicotomica (prendere o lasciare). Infatti, l'intervistato deve esprimersi a favore o contro una certa offerta e non ha, quindi, la possibilità di esprimersi attraverso l'individuazione di una cifra a sua scelta. La risposta chiusa eviterebbe quindi all'intervistato l'imbarazzo di individuare un valore plausibile per un bene che non ha mercato. Affinché vi sia efficacia nell'applicazione degli idonei modelli statistici per l'elaborazione dei dati raccolti, le offerte iniziali dovrebbero essere scelte in modo tale che la loro mediana identifichi quel valore che potrebbe essere accettato da circa il 50% degli intervistati (Cooper e Loomis, 1992).

istruzione, comportamenti eterogenei sistematici all'interno del campione, oltre ad agevolare l'estensione dell'analisi alla popolazione coinvolta. Il livello di reddito dell'intervistato sarà inoltre dato essenziale per verificare la coerenza della sua disponibilità a pagare con il suo vincolo di bilancio.

Tecniche di campionamento

L'indagine di valutazione contingente del danno ambientale può basarsi solo su una rilevazione parziale delle preferenze di chi è stato interessato dall'evento, sia perché non sarebbe possibile in tempi brevi intervistare l'intera popolazione colpita, sia perché aumenterebbe troppo il costo dell'indagine stessa. È necessario quindi estrarre un campione che consenta di far risalire, con sufficiente approssimazione, alla valutazione complessiva del danno.

La scelta della popolazione di riferimento da cui estrarre il campione presso il quale svolgere l'indagine di valutazione dipende dalla gravità e dall'estensione del danno ambientale, oltre che dalle caratteristiche specifiche della risorsa colpita. In generale, devono essere considerati: i) i diversi gradi di unicità o surrogabilità del bene danneggiato: tanto maggiore sarà infatti il carattere di unicità del bene, tanto più elevate saranno le componenti passive del valore del bene (particolarmente opzione e lascito). Risentiranno quindi del danno anche i non fruitori del bene; ii) la familiarità con il bene danneggiato, spesso funzione della distanza dal bene stesso; iii) la misura della modificazione subita dal bene e della sua capacità di continuare a produrre flussi di benefici, assumendo che maggiore è la modificazione, maggiore è la popolazione su cui vi sarà un impatto dell'evento danno.

Solitamente, il campione utilizzato per studi di valutazione contingente è di tipo stratificato o per quote, sulla base di alcune caratteristiche socio-economiche che si ritiene possano favorire l'efficienza dell'indagine³². Se, ad esempio, si ritiene che la minor distanza dal bene oggetto di valutazione ne favorisca la conoscenza (e che la conoscenza implichi una valutazione del danno più equilibrata), un piano di campionamento stratificato sulla distanza segmenterà la popolazione interessata in fasce di distanza della loro residenza dal bene, ed estrarrà un sottocampione per ciascuna fascia di distanza. In altri casi, invece, la popolazione di riferimento viene suddivisa in classi o sottogruppi omogenei secondo il sesso, l'età o il titolo di studio, sulla base di dati ufficiali. Il totale delle unità campionarie viene quindi suddiviso tra le classi in modo da rispecchiare le proporzioni esistenti nella popolazione, agevolando quindi, l'estensione della valutazione da *DAP* individuale a valore del danno totale percepito dall'intera comunità.

I modelli statistici per la stima della DAP

Una volta raccolti i dati attraverso le interviste, è necessaria una loro opportuna elaborazione statistica per arrivare alla stima della *DAP* della popolazione. L'elaborazione dei dati di *DAP* richiede l'utilizzo di modelli statistici idonei ad analizzare scelte dicotomiche (cioè la scelta tra *SI* o *NO* come risposta alla dis-

³² Per una descrizione completa delle tecniche di campionamento più usate nelle indagini socio economiche vedi De Carlo e Robusto (1999).

ponibilità a pagare proposta nel corso dell'intervista). Tra questi, i modelli probabilistici *RUM* (*Random Utility Models*)³³ sono modelli statistici generali largamente utilizzati in numerosi ambiti scientifici per la formalizzazione di problemi di scelta caratterizzati da fattori di incertezza. Mentre l'utilizzo del formato di risposta aperta richiede, infatti, solo semplici elaborazioni (dal momento che la risposta dell'intervistato costituirebbe una misura diretta della disponibilità a pagare), nella *close-ended* invece, l'intervistato si dichiara solo favorevole o contrario al pagamento della somma proposta durante l'intervista, posizionando semplicemente la misura della sua utilità all'interno di un certo intervallo³⁴. Tra le varie specificazioni di *close-ended*, la letteratura ha attribuito al *double bounded*, cioè al formato composto da una domanda relativa alla *DAP* più una *follow-up question*³⁵, il maggior grado di efficienza (Cooper e Hanemann, 1995).

In questo caso, il valore della disponibilità a pagare può essere ottenuto solo applicando una specificazione statistica che metta in relazione le risposte degli intervistati con la somma inizialmente proposta (Hanemann *et al.*, 1996).

La scelta del modello dipende innanzitutto dal fatto che le risposte al questionario possono essere considerate come variabili binarie. I modelli statistici idonei alla costruzione della stima sono quindi quelli che possono trattare variabili dipendenti di tipo discreto, caratterizzati da diverse specificazioni nella distribuzione della componente d'errore. I modelli stimano una distribuzione di probabilità per la 'vera e ignota *DAP*' utilizzando le informazioni sull'intervallo della *DAP* dichiarata fornite dalle risposte. Nei modelli *RUM*, quindi, la *DAP* è considerata una variabile casuale della quale è possibile, applicando le diverse specificazioni, stimare le misure descrittive più significative, quali media, mediana e varianza³⁶.

Cautele nell'applicazione del metodo: validità e distorsioni

I risultati di un'indagine di valutazione contingente possono considerarsi validi se le cifre indicate dai rispondenti corrispondono al valore che essi attribuirebbero effettivamente al bene in un mercato reale. Solitamente, le distorsioni più comuni riguardano le possibili divergenze delle preferenze individuali dalla teoria economica del comportamento del consumatore (Harrison e Kriström, 1996). È quindi necessario condurre un'analisi di validità dei risultati ottenuti dallo studio, non solo sul semplice ammontare della *DAP* media, ma sul peso e sul significato dei fattori che la determinano. Un'analisi di validità svolta attentamente mette inoltre al riparo i risultati delle indagini basate su preferenze espresse dalle comuni critiche al metodo, in modo particolare quando lo scopo dello studio riguarda la valutazione di danni ambientali. Spesso, le maggiori critiche al metodo riguardano la percezione del questionario da parte degli intervistati: affinché questi rispondano

³³ Per una trattazione teorica dei *RUM* vedi Watson *et al.* (1993).

³⁴ Staticamente, i due valori di definizione di questo intervallo sono stimatori non parametrici della media e della varianza della *DAP*. Per approfondimenti si rimanda a: Alberini (1995), McConnell (1990), McKenzie (1993).

³⁵ Per *follow-up question* si intende una seconda domanda di *DAP* coerente con la risposta ricevuta alla prima domanda. Lo scopo è quello di creare un intervallo tra due somme di moneta, all'interno del quale si colloca la reale *DAP* dell'intervistato (Cameron e Quigging, 1994).

³⁶ La scelta della specificazione determina la forma della funzione di densità cumulata della componente stocastica. Dal momento che *DAP* è una variabile di tipo discreto, tra i modelli più utilizzati vi sono i *logit*, con i quali si assume che gli errori abbiano una distribuzione di tipo logaritmico, e i *probit*, per i quali è assunta con una distribuzione normale della componente casuale.

sulla base delle loro preferenze reali, è necessario che: i) siano convinti che la loro risposta possa influenzare le stime ‘ufficiali’ del danno e le relative decisioni di ripristino; ii) abbiano interesse a contribuire al risultato dell’indagine (Carson *et al.*, 1999a; Carson *et al.*, 2001)³⁷. Tuttavia, anche nel caso in cui si realizzino tali condizioni, l’analista dovrà aver cura di: i) costruire un meccanismo di valutazione in cui l’obiettivo della massimizzazione dell’utilità dell’intervistato coincida con l’obiettivo di rivelare le sue reali preferenze individuali (meccanismi detti *incentive compatibility*); ii) verificare che l’intervistato risponda alla specifica domanda che gli viene posta e non ritenga di utilizzare l’indagine allo scopo di esprimere una protesta verso enti di governo o istituzioni.

L’analisi della ‘validità interna’ dell’indagine ha quindi lo scopo di verificare la sussistenza di questi obiettivi e si articola in i) verifica della ‘validità di contenuto’, riguardante la capacità dell’indagine di indurre i rispondenti a fornire delle risposte non distorsive sulla propria DAP; ii) validità di struttura, che riguarda la possibilità di motivare i risultati ottenuti su basi teoriche robuste³⁸. All’interno di questi criteri di validità generale dell’indagine, alcune distorsioni nelle risposte, se verificatesi troppo frequentemente, possono indicare, in via generale, scarsa validità delle stime ottenute; tra questi: i) la presenza di *outliers*³⁹; ii) i comportamenti strategici; iii) le risposte di protesta; iv) gli errori di *scope effect* e di *embedding effect*⁴⁰; v) errori da scambio di una ‘parte con il tutto’⁴¹. Ciascuno di questi errori costituisce, a suo modo, una violazione dei principi economici delle scelte razionali. Il perseguimento della validità dell’indagine passa, quindi, attraverso il controllo di questi effetti, già a partire dalle fasi iniziali dell’indagine, ma soprattutto, attraverso una meticolosa gestione delle fasi di stesura del questionario e di conduzione dell’intervista. Va inoltre ricordato come una buona analisi descrittiva dei dati raccolti può consentire una forma di approccio semplice e diretto alla valutazione della validità di struttura.

L’esempio riportato seguito è di particolare semplicità per chiarezza espositiva. Il problema di stima riguarda la determinazione di un danno ambientale da deturpazione paesaggistica patito dai residenti di un comprensorio di comuni montani, a seguito della realizzazione di una cava abusiva.

La popolazione interessata comprende 10.000 nuclei familiari (per un totale di circa 30.000 individui). Il piano di campionamento, stratificato sulla base della di-

³⁷ I casi pratici in cui vengono meno tali condizioni possono essere determinati da: i) descrizione incompleta del bene oggetto di valutazione; ii) non verosimiglianza del cambiamento ipotizzato (nel caso del danno, delle modalità ipotizzate per il ripristino); iii) costi inverosimili di realizzazione dell’intervento (troppo alti o troppo bassi); iv) non interesse da parte degli intervistati al ripristino del danno.

³⁸ La stessa validità di struttura si compone di ‘validità convergente’, quando le stime ottenute sono confrontabili con quelle ottenute attraverso altri approcci valutativi, e ‘validità teorica’ quando le stime risultano in accordo con date aspettative teoriche, come, ad esempio, la relazione diretta tra DAP e livello di reddito.

³⁹ Si definiscono *outlier* i rispondenti la cui DAP non è coerente con il livello di reddito, perché troppo elevata.

⁴⁰ Tali effetti sono noti anche come effetti di sub-additività, e si presentano quando il rispondente non valuta esattamente il bene oggetto di valutazione, ma la categoria più ampia di cui il bene specifico fa parte. In tale caso, la DAP per il singolo bene non si differenzerebbe molto dalla DAP per la categoria più ampia. Nell’ambito di questo tipo di possibili distorsioni assume una certa rilevanza nell’ambito delle valutazioni di beni ambientali il cosiddetto *warm inner glow*. Esso può portare a forme di sopravvalutazioni della DAP da parte dell’intervistato, come conseguenza della ‘soddisfazione morale’ che egli prova dal fatto di contribuire con la propria risposta alla più generale protezione dell’ambiente (Kahneman e Knetsch, 1990).

⁴¹ Questo effetto si verifica quando l’intervistato esprime due DAP per due beni valutati separatamente la cui somma eccede il valore della DAP dichiarata quando l’intervistato è chiamato a valutare gli stessi beni nel loro insieme.

stanza della residenza dal sito danneggiato, prevede di intervistare 100 famiglie, e di eseguire interviste personali. Lo scenario ipotetico presentato dal questionario prevede la descrizione delle opere di ripristino del paesaggio deturpato. Per aumentare il grado di coinvolgimento degli intervistati alla simulazione e quindi la credibilità delle risposte, lo scenario proposto assume anche che la comunità montana non abbia a disposizione la cifra necessaria per il ripristino, e che gli abitanti debbano pagare un contributo una tantum per finanziare l'intervento.

Dopo aver definito in tal modo lo scenario, il quesito valutativo posto è il seguente: *'Se per il suo nucleo familiare l'ammontare del contributo una tantum fosse pari a X euro, sarebbe disposto a finanziare l'intervento?'*

Il vettore X di offerte assunto comprende 10 cifre, variabili da 20 a 200 euro, ad intervalli costanti di 20 euro. Si noti che è buona cura accertarsi che ciascuna delle cifre del vettore di offerte venga inserita nello stesso numero di questionari e, quindi, venga proposta lo stesso numero di volte, purché in modo casuale a ciascun intervistato.

Trattandosi di un quesito posto con il formato della domanda chiusa (a banda singola), i dati vengono analizzati stimando un modello statistico per variabili dipendenti di tipo dicotomico, in questo caso un modello *logit*. Secondo tale modello, la probabilità che l'intervistato risponda *SI* al quesito valutativo (accetti la cifra proposta) assume la seguente distribuzione (Maddala, 1992):

$$\Pr(SI) = \frac{1}{1 + \exp^{-f(x)}} \quad [49]$$

Si assume che la disponibilità a pagare degli intervistati dipenda dal livello di reddito e dall'ammontare della cifra proposta. Quindi:

$$DAP = \alpha + \beta_1 \text{reddito} + \beta_2 \text{bid} \quad [50]$$

dove α è l'intercetta e *bid* è la cifra proposta.

Il campione intervistato ha riportato un reddito medio di circa 30.000 euro all'anno.

Le stime di massima verosimiglianza dei coefficienti del modello, statisticamente significative per $\alpha = 5\%$, sono riportate in Tabella 4.7:

Tabella 4.7 – Coefficienti stimati per il modello logit

| | Coefficienti |
|----------------------------|--------------|
| intercetta | 0,81 |
| <i>bid</i> | -0,05 |
| Reddito (in migliaia di €) | 0,11 |

La *DAP* media del campione è pari a 82,20 euro a famiglia.

Si può riscontrare che il segno dei coefficienti stimati è coerente con la teoria economica, deponendo quindi a favore della generale validità dello studio.

A partire dalla *DAP* media stimata, si valuta la *DAP* totale della popolazione considerata, pari a $82,20 \cdot 10.000 = 822.000$ euro.

4.4.2 Il metodo della Conjoint Choice

Come premesso, valutazione contingente e *Conjoint Choice* condividono la medesima cornice metodologica di riferimento, basandosi sulla rilevazione delle preferenze espresse nell'ambito di un mercato ipotetico. *Conjoint choice* è un metodo facente parte dei cosiddetti *choice experiment* e deriva da approfondimenti teorici e metodologici della *Conjoint Analysis*, un metodo sorto nell'ambito del marketing negli anni Sessanta del Novecento, e successivamente molto utilizzato anche nell'ambito dell'economia dei trasporti (Louviere 1988; Green e Srinivasen, 1990). Già dalle prime applicazioni il metodo è apparso di grande utilità, non solo per la valutazione delle preferenze espresse, ma anche per compiere approfondite analisi della domanda di un certo bene o servizio. In seguito, diversi esperimenti di *conjoint choice* furono applicati nell'ambito dei beni e delle risorse ambientali, sia nell'indagine delle modalità di scelta di un sito ricreativo, che nella stima dell'effetto marginale dei miglioramenti ambientali sulle preferenze degli utilizzatori (Adamowicz *et al.*, 1994; Boxall e Adamowicz, 1999; McKenzie, 1996; Bullock *et al.*, 1998; Hanley *et al.*, 1998; Louviere *et al.*, 2000; Roe *et al.*, 1996). Il metodo è molto flessibile e consente, attraverso un unico questionario, di valutare il comportamento dei rispondenti in diversi scenari ipotetici, consentendo quindi di confrontare lo stato attuale del bene con diverse alternative di trasformazione. Il metodo permette così di quantificare i *trade-off* di scelta tra le alternative proposte, rendendo anche possibile la previsione dei comportamenti futuri degli agenti che fruiscono del bene.

Come la valutazione contingente, anche questo metodo si avvale di un questionario per la rilevazione delle preferenze individuali. Si rimanda quindi al paragrafo sulla valutazione contingente per i temi relativi alla creazione del questionario, al piano di campionamento ed ai vari accorgimenti operativi. La differenza fondamentale tra i due metodi riguarda la domanda valutativa. Mentre in un'intervista di valutazione contingente si descrive un certo scenario ipotetico e si rileva una *DAP*, in un questionario di *conjoint experiment* si chiede all'intervistato di scegliere tra una serie di alternative. Tali alternative vengono descritte da un certo numero di attributi, e il livello degli attributi stessi varia casualmente da questionario a questionario, così come, talora, il tipo di alternative proposte.

Il metodo descritto si declina in un certo numero di tecniche applicative diverse dalla *conjoint choice*; il *contingent ranking*, che richiede all'intervistato di ordinare le alternative dalla migliore alla peggiore, in base alle proprie preferenze; il *contingent rating*, che richiede all'intervistato di assegnare un punteggio, su scala predeterminata, alle alternative proposte; la *paired comparison*, che richiede all'intervistato di esprimere la sua preferenza attraverso confronti a coppie delle alternative, indicando inoltre il peso della propria preferenza su scala semantica o numerica⁴². Da approfondimenti metodologici recenti, si è giunti all'elaborazio-

⁴² La letteratura specialistica relativa ai processi di decisione nelle indagini economiche basate su questionari (Tourangeau *et al.*, 2000; Tversky *et al.*, 1988) evidenzia che i maggiori limiti di *contingent rating* e di *contingent ranking* sono di tipo cognitivo: la mente umana non sarebbe in grado di ordinare in modo consistente una serie di alternative caratterizzate da diversi attributi, in modo particolare quando il rispondente deve effettuare la scelta nell'ambito di beni con i quali ha una familiarità modesta. Nel caso del *contingent rating*, inoltre, il punteggio assegnato non costituisce una misura diretta e univoca dell'utilità in senso economico (Hanley *et al.*, 2001), ma, piuttosto, una misura di preferenza squisitamente soggettiva, dato che il peso di ciascun punteggio viene percepito diversamente da individuo a individuo. Il metodo è quindi da ritenersi non coerente con gli assiomi basilari della teoria del consumatore. Tali osservazioni, inoltre, possono essere riferite alla tecnica della *paired comparison*.

ne della tecnica *conjoint choice*, che, a differenza di altre tecniche, richiede all'intervistato di indicare semplicemente 'la preferita' tra le alternative proposte dal questionario. La tecnica permette di stimare la disponibilità a pagare per ciascuna alternativa inserendo tra gli attributi delle alternative un importo monetario relativo al corrispondente costo di realizzazione, e tra le alternative lo status quo, cioè l'alternativa di non-intervento. L'ammontare monetario inserito assume, quindi, la funzione di una domanda di pagamento in formato chiuso tipica dei questionari di valutazione contingente. Ciò permette, inoltre, di stimare il valore marginale di ciascun attributo e, quindi, le preferenze dei rispondenti anche relativamente alle alternative non scelte (Roe *et al.*, 1996). Per ottenere ciò è sufficiente sottoporre il questionario a più rispondenti variando il livello degli attributi. Nell'applicazione alla stima del danno ambientale, l'utilizzo dei diversi attributi descrittivi del bene permette di rilevare in dettaglio le preferenze degli individui in merito agli effetti dell'evento avverso sulle diverse componenti del bene ambientale (flora, fauna, risorse idriche, suolo, ecosistema, ecc.). In tale ambito, il metodo può operare in diversi modi, e con diversi obiettivi (Mathews *et al.*, 1995):

- 1) operando un confronto fra scenario *con danno* e scenario *ripristinato*, ove il secondo è caratterizzato anche da un esborso monetario per finanziare le operazioni di ripristino del bene danneggiato. In tal caso, il metodo si riconduce ad una valutazione contingente, per cui chi assegna la propria preferenza allo scenario ripristinato, assume implicitamente di accettare il pagamento della somma contenuta nell'attributo 'costo', e dichiara così una *DAP*;
- 2) operando un confronto fra *diverse ipotesi di ripristino del danno*, descritte attraverso il loro impatto su ciascuna componente del bene ambientale danneggiato, e caratterizzate da diversi costi di realizzazione. In questo caso, il metodo permetterebbe di stimare non solo la *DAP* individuale per ripristinare il danno ma anche il valore marginale del ripristino di ciascuna delle componenti ambientali colpite;
- 3) operando un confronto tra gli scenari *con danno* e *senza danno*, ma qualificando ciascuno scenario non solo con la caratterizzazione del danno avvenuto, ma anche attraverso diversi livelli di fornitura di altri beni e servizi, pubblici e privati. In tal modo, il metodo consente di stimare i *trade-off* tra perdita dovuta al danno e compensazione data dai diversi livelli di fornitura di altre risorse naturali o di beni privati (Mathews *et al.*, 1995). In questo caso, il danno non è stimato attraverso una misura monetaria diretta, ma attraverso il criterio estimativo del valore di surrogazione (Bishop *et al.*, 2000).

Vi è da notare come, in questa ultima possibilità applicativa, la misura della perdita determinata dal danno sia una compensazione, e quindi, una sorta di disponibilità ad accettare (in termini di beni e servizi sostitutivi), piuttosto che una disponibilità a pagare. Secondo alcuni Autori, questa misura sarebbe la più appropriata per la stima del danno ambientale, proprio perché riconosce alla popolazione coinvolta nel danno un diritto di proprietà implicito sul bene ambientale colpito, così come già accennato nel paragrafo 2.4. D'altra parte, altri Autori tendono a preferire valutazioni basate sulla *DAP* (Perman *et al.*, 2003). Quest'ultima possibilità applicativa potrebbe rivelarsi, inoltre, molto utile in un'ottica di superamento della stima monetaria, a favore di misure forse più cautelative.

Si può quindi osservare come, nell'ambito della valutazione del risarcimento per danno ambientale, il metodo della valutazione contingente si presti meglio alla valutazione monetaria del risarcimento del danno quando il bene non sia né ripristi-

nabile né surrogabile e, dunque, vi sia solo la via di un risarcimento monetario, ovvero quando sia univoca la strategia di ripristino-surrogazione del bene danneggiato, mentre la *conjoint choice* permette di applicare i metodi di valutazione basati sulle preferenze espresse nei casi in cui vi siano più alternative a confronto per una eventuale surrogazione ‘risorsa per risorsa’ o ‘servizio per servizio’ (Stevens *et al.*, 2000).

Si consideri ancora il semplice esempio illustrato nel paragrafo precedente per la valutazione contingente e si assuma, in questo caso, che il danno abbia natura transitoria, della durata prevista di dieci anni. La stima del danno da deturpazione paesaggistica patito dai residenti del comprensorio montano viene qui stimato in termini di un possibile risarcimento in natura alla comunità colpita. Il problema di stima è quindi determinare quale servizio o risorsa possa compensare la comunità per il danno transitorio subito. Si ipotizzi che vengano offerti ai residenti diritti di uso (raccolta funghi, caccia, ecc.) a surrogazione temporanea di quelli paesaggistici perduti, secondo le seguenti modalità alternative:

- 1) diritto della durata di 5 anni presso un’area boschiva di 100 ettari
- 2) diritto della durata di 10 anni presso un’area boschiva di 60 ettari
- 3) diritto della durata di 15 anni presso un’area boschiva di 50 ettari
- 4) diritto della durata di 20 anni presso un’area boschiva di 40 ettari.

L’esercizio di *conjoint choice* per la valutazione del danno patito prevede di eseguire un confronto a coppie tra ciascuno dei servizi alternativi offerti nella situazione attuale danneggiata, e la situazione ‘senza danno’, chiedendo all’intervistato quale sia, di volta in volta, l’alternativa preferibile.

Il campione intervistato è il medesimo dell’esercizio di valutazione contingente. Anche in questo caso il quesito è posto attraverso il formato della domanda chiusa, ma la domanda viene reiterata 4 volte, per poter confrontare la situazione ‘senza’ danno con ciascuna delle alternative offerte in presenza di danno. Tale disegno sperimentale produce 4 osservazioni per rispondente, e richiede l’utilizzo di modelli panel data (*logit random effects*, *probit random effects*) per l’elaborazione.

I risultati della stima modello, che ha come variabile dipendente la probabilità di accettare o meno l’alternativa proposta sono riportati in Tabella 4.8:

Tabella 4.8 – Parametri stimati per il modello di conjoint choice

| Variabile | Coefficienti stimati (*) (t-stat) |
|------------|--------------------------------------|
| Superficie | 0,012 (2,35) |
| Durata | 0,042 (1,79) |
| Reddito | -0,045 (-3,40) |

(*) con regressione Logit random effects

Sulla base dei parametri stimati, ed assumendo una durata del servizio reso come surrogazione pari alla durata del danno transitorio subito (10 anni) si può stimare in 62,5 ettari la superficie che deve essere resa disponibile per il servizio. I parametri stimati sono coerenti per segno con la teoria economica e con il disegno del-

le alternative, dato che la superficie surrogante è correlata positivamente con il reddito e negativamente con la durata temporale del servizio proposto.

4.5 L'approccio del *benefit transfer*

Il *benefit transfer* è una diffusa pratica di valutazione dei beni pubblici che si fonda sull'uso di valutazioni ottenute da precedenti ricerche condotte su beni analoghi (Desvousges *et al.*, 1998; Rosenberger e Loomis, 2001).

Più in particolare, nel caso dei beni ambientali operare un *benefit transfer* significa adattare una misura o una funzione di valore stimata in un certo contesto (*contesto di origine*) per valutare un bene ambientale collocato in un altro contesto (*contesto di destinazione*) (Desvousges *et al.*, 1992; Dosi, 2001; Van Bueren e Bennett, 2004).

Sebbene il *benefit transfer* sia divenuto oggetto di approfondimento scientifico solamente nell'ultimo decennio, il suo utilizzo empirico è piuttosto diffuso in campo estimativo e nell'analisi costi-benefici.

La principale attrattiva del *benefit transfer* consiste nel costo contenuto e nei tempi relativamente rapidi di esecuzione, rispetto a quelli necessari per le indagini ad hoc: il *benefit transfer* consente dunque di attribuire un valore monetario ad una variazione della qualità ambientale anche nei casi in cui dei vincoli di natura finanziaria o temporale rendano impossibile uno studio di valutazione ad hoc, oppure quando i valori in questione siano molto contenuti.

L'uso del *benefit transfer* è chiaramente una soluzione di *second-best*, da adottare quando non si abbiano alternative, e risponde all'idea che sia comunque preferibile utilizzare delle misure di valore abbastanza approssimative, piuttosto che rinunciare del tutto a una valutazione. Una parte consistente degli esperti di valutazione, ad ogni modo, rifiuta questo metodo in quanto inaffidabile. Se è vero che in alcuni casi i test hanno stimato differenze irrilevanti (pochi punti percentuali) tra il valore effettivo del bene ambientale e quello stimato con il *transfer*, in molti altri tale differenza ha raggiunto anche l'800% (Brookshire, 1992).

Di certo una stima di valore ottenuta attraverso un *benefit transfer* non può essere più attendibile degli studi originari da cui attinge: i difetti della valutazione originale si trasferiscono, amplificati, nella nuova stima. Se poi, il trasferimento al nuovo contesto richiede degli aggiustamenti basati su valutazioni anche soggettive, si aggiunge un ulteriore grado di aleatorietà ai risultati.

L'accettabilità della sfuocatezza delle valutazioni ottenute con il *benefit transfer* dipende dallo scopo della valutazione. Infatti, mentre non è richiesta particolare accuratezza ad una stima volta a chiarire l'ordine grandezza di benefici prodotti dal bene ambientale, è invece necessaria molta più cautela quando la stima deve essere più precisa e puntuale come nei casi di determinazione di un risarcimento per danno ambientale (Brookshire, 1992).

L'accuratezza richiesta sembra sconsigliare, in generale, l'utilizzo del *benefit transfer* per valutare rilevanti perdite di benefici conseguenti a gravi danni ambientali. Inoltre, in contenzioso giudiziario, una stima risultante da un *benefit transfer* risulta più difficile da difendere rispetto a una valutazione specifica. Essa, infatti, non solo è vulnerabile alle obiezioni sugli studi originari su cui è basata, ma è anche criticabile riguardo alle modalità di adattamento al nuovo contesto.

Per contro, questo metodo può risultare molto utile:

- 1) per valutare gli eventuali effetti transitori del danno i quali, diventando invisibili prima che il valutatore li possa osservare, sfuggirebbero altrimenti al computo tra i danni risarcibili (Garrod e Willis, 1999);
- 2) nel caso di danni di ammontare modesto. Infatti, consente di giungere ad una loro quantificazione senza per questo dover affrontare delle spese di valutazione superiori all'ammontare del danno stesso⁴³ (Ofiara, 2002).

Da ricordare, comunque, che buona parte delle procedure normalmente utilizzate per la stima del valore di mercato dei beni privati non sono altro che dei *benefit transfer*, dove si stabilisce una relazione di equivalenza fra una misura di tendenza centrale del prezzo di mercato che si è riscontrato per beni simili a quello da stimare ed il più probabile valore del bene da stimare. Le modalità con cui si costruisce tale relazione di equivalenza sono molto simili a quelle proposte per operare il *benefit transfer*, che sono di seguito illustrate.

La procedura del benefit transfer

La letteratura in materia di valutazione dei beni ambientali offre svariati protocolli che descrivono passo per passo come effettuare un *benefit transfer* e come far fronte ai problemi che si possono presentare. Pur differenziati, essi possono essere ricondotti a una comune struttura generale, che prevede tre passaggi:

1) Individuazione del danno e delle valutazioni di riferimento

In primo luogo è necessario individuare gli elementi del danno ambientale, gli usi colpiti e la natura ed estensione delle perdite di utilità che si devono valutare. A questo punto, noti i beni e/o servizi perduti che si devono valutare, si possono ricercare gli studi che in passato hanno già stimato situazioni analoghe. Normalmente, la letteratura offre valutazioni di varia adattabilità al contesto da stimare. Nelle riviste scientifiche trovano normalmente spazio studi che analizzano situazioni particolari, piuttosto che studi dedicati a beni standard e ricorrenti e ciò limita la possibilità di trasferirli (Barton, 1999). La rassegna degli studi trasferibili non deve comunque limitarsi alla letteratura ufficiale, in quanto si correrebbe il rischio di trascurare valutazioni che sarebbero molto utili e che non sono state pubblicate, come perizie giudiziarie, rapporti di ricerca, ecc.. Di recente, comunque, la crescente attenzione rivolta al *value transfer* ha portato alla compilazione di parecchie bibliografie e database che comprendono un gran numero di studi di valutazione, molti dei quali mai pubblicati⁴⁴. La situazione in Italia è, invece, an-

⁴³ In attuazione al *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (CERCLA), il provvedimento centrale nella normativa statunitense in fatto di responsabilità ambientale, sono state elaborate due procedure alternative per la valutazione dei danni all'ambiente: le procedure di 'tipo A' sono procedure standard per valutazioni semplificate e rendono minima la quantità di dati da rilevare sul campo; le procedure di 'tipo B' sono protocolli alternativi cui attenersi in valutazioni condotte specificamente per un singolo caso. Nel caso di danni di entità contenuta che colpiscono ambienti costieri, marini o i Grandi Laghi, in particolare, si applicano delle procedure di tipo A che prevedono il ricorso a dei modelli computerizzati. La norma detta le condizioni in presenza delle quali utilizzare il modello e i dati necessari. Una volta prodotti questi ultimi, è il modello stesso a stabilire se vi sia stato un danno ed eventualmente quale sia la sua entità, a calcolarne il valore economico e stimare il costo degli interventi di ripristino. Nel procedimento giudiziario per danno all'ambiente, la valutazione del danno ottenuta in questo modo costituisce presunzione relativa (Ofiara, 2002).

⁴⁴ Per esempio, *Environment Canada* ha creato e gestisce EVRI, un database online (<http://www.evri.ec.gc.ca/evri>), frutto della collaborazione tra le agenzie per la protezione dell'ambiente di vari paesi e organismi internazionali – tra cui Canada, Stati Uniti, Unione Europea e World Bank – che raccoglie

cora piuttosto problematica in quanto la pratica della valutazione dei beni ambientali e naturali non è così diffusa come in altri paesi e la qualità delle valutazioni proposte in letteratura è, talora, modesta. Ciò fa intravedere l'opportunità di avviare studi sistematici per la valutazione economica delle principali risorse ambientali (aria, acqua, suolo, paesaggio, ecc.) da utilizzare per alimentare procedure di *benefit transfer*.

Per quanto riguarda le caratteristiche necessarie affinché uno studio sia adatto al trasferimento, la letteratura (Desvougues *et al.*, 1992; Brouwer, 2000) è concorde nel richiedere che:

- 1) il bene ambientale valutato sia simile per caratteristiche e contesto a quello da valutare;
- 2) lo studio da trasferire sia basato su metodi fondati teoricamente e utilizzi tecniche corrette;
- 3) contenga i risultati di una equazione che descriva il valore da trasferire come funzione delle principali caratteristiche fisiche del bene ambientale e socioeconomiche della popolazione interessata;
- 4) la variazione della quantità e della qualità del bene ambientale riscontrata nel contesto di destinazione sia simile a quella nel contesto di origine.

Nonostante l'apparente ovvietà di questi requisiti, dal punto vista pratico, è piuttosto difficile riscontrarne nella realtà il pieno soddisfacimento e, a conoscenza degli Autori, non è ancora stata verificata empiricamente la loro rilevanza e come il loro mancato rispetto influenzi la precisione della valutazione, se non con riferimento a casi specifici⁴⁵. Spesso, infatti, gli studi di valutazione non sono stati condotti in prospettiva di un loro possibile futuro trasferimento ad altri contesti, perciò non riportano alcuni elementi che sarebbero di notevole importanza per chi deve operare un *benefit transfer*. Comunque, quanto più uno studio è ricco di dettagli, tanto più sarà possibile adattarlo a nuove situazioni.

2) Determinazione di una misura di disponibilità a pagare pro capite trasferibile al contesto di destinazione

Dopo aver individuato gli studi da cui attingere per il *benefit transfer*, è necessario sintetizzare le informazioni a disposizione. Benché finora si sia parlato del *benefit transfer* come di un unico approccio, di fatto esistono vari metodi per riassumere gli studi scelti e trasferirli al nuovo contesto.

L'approccio più semplice, spesso chiamato *value transfer*, consiste nel trasferire una stima puntuale dal contesto di origine a quello di destinazione. Si assume, in sostanza, che l'utilità media che, nel contesto di origine, gli individui traggono dal bene ambientale – misurata dallo studio originario – sia uguale all'utilità media che gli individui traggono da un bene ambientale simile, collocato nel contesto di destinazione. Questo metodo consente di giungere ad una valutazione in tempi rapidi. Per contro, è basato su un'assunzione molto forte e, nella maggior parte dei casi, difficilmente verificabile. Al valutatore, quando non sia convinto dell'accetta-

numerose valutazioni di beni ambientali effettuate nelle regioni che partecipano al programma. Anche l'Agenzia di protezione dell'ambiente del Nuovo Galles del Sud, in Australia, ha costruito un database analogo (<http://www.epa.nsw.gov.au/envalue/>).

⁴⁵ Si vedano, ad esempio, Amigues *et al.*, (2003), per la risorsa acqua; Rambonilaza, (2004), per il paesaggio; DEFRA, (1999), per alcuni tipi di habitat.

bile corrispondenza tra il contesto di origine e quello di destinazione, rimane comunque la possibilità di adattare secondo la propria esperienza il valore ottenuto. Una variante di questo metodo prevede che, nel contesto di destinazione, si utilizzi come disponibilità a pagare media una misura di tendenza centrale calcolata sull'insieme degli studi precedentemente individuati come trasferibili. Si supponga, ad esempio, che si siano scelti alcuni studi che si reputano trasferibili al contesto di destinazione: ognuno di essi contiene una stima della disponibilità media a pagare da parte degli individui per il bene oggetto di quella specifica valutazione. È possibile calcolare la media - o la mediana - di queste stime e assumerne il valore come misura del beneficio medio degli individui, nel contesto di destinazione.

Se non si necessita di una stima puntuale, inoltre, si possono utilizzare le valutazioni cui sono pervenuti gli studi originali per definire un intervallo all'interno del quale ragionevolmente si colloca la disponibilità a pagare da parte dell'individuo medio nel contesto di destinazione.

Si assuma, ad esempio, che a causa di un incidente si sia riversato nel Lago Verderivo un inquinante che, tra le varie conseguenze, abbia provocato anche il divieto di pesca al luccio. L'esperto incaricato della valutazione del danno ambientale, per quantificarne questa componente, necessita di una stima del surplus medio che un pescatore di lucci ricava da una uscita di pesca sul Lago Verderivo. Sapendo che uno studio condotto di recente ha portato a stimare in 7 euro il surplus medio che un pescatore trae da una giornata di pesca al luccio sul Lago di Acquafonda, il perito assume che anche sul Lago Verderivo il surplus medio da una giornata di pesca al luccio sia pari a 7 euro.

Un approccio più sofisticato è quello del *value function transfer*. In questo caso quello che si usa non è una valutazione puntuale, ma una funzione di domanda (valore) contenuta nello studio originario e che esprime la disponibilità a pagare media per un dato bene ambientale in funzione delle sue caratteristiche e di quelle della popolazione interessata (Loomis, 1992); se si ipotizza che la domanda di un analogo bene ambientale da parte dei soggetti nel contesto di destinazione sia esprimibile dalla stessa funzione, si può calcolare la loro disponibilità a pagare media, sostituendo nella funzione stessa i dati relativi alle caratteristiche del bene ambientale e della popolazione nel contesto di destinazione.

Il vantaggio del *value function transfer* rispetto al *value transfer* risiede nella possibilità di adattare la valutazione originale alle caratteristiche del nuovo sito e della diversa popolazione, il che permette di affinare la stima. La valutazione, in ogni caso, continuerà ad essere piuttosto imprecisa perché, per quanto dettagliata, una funzione di domanda non può tenere conto di tutti gli elementi legati al contesto in cui il bene ambientale si trova e che influiscono sul suo valore (DEFRA, 1999). L'approccio del *value function transfer* richiede una conoscenza del contesto di destinazione molto più dettagliata rispetto al *value transfer* e quindi tempi e costi maggiori.

Si supponga, ad esempio, di dover stimare il danno ambientale prodotto dall'inquinamento illustrato nell'esempio precedente e che lo studio sul valore della pesca al luccio nel lago di Acquafonda abbia evidenziato la seguente funzione di domanda per ogni giornata di pesca:

$$DAP = 5 + 0,005Tml + 0,06M \quad [51]$$

dove Tml è la taglia media dei lucci in cm e M è il reddito medio dei pescatori in migliaia di euro. Sapendo che la taglia media dei lucci nel Verderivo è 50 cm ed il reddito medio dei pescatori è 40 mila euro, il surplus medio per giornata di pesca nel Verderivo è pari a 7,65 euro.

Un modo alternativo di operare un *benefit transfer* consiste nel ricorso alla *meta-analisi*, cioè all'analisi statistica dei risultati di un gran numero di studi al fine di integrarne le conclusioni. Nati per studiare come le scelte metodologiche influenzino i risultati della ricerca, i modelli di meta analisi, sintetizzando i risultati di diverse valutazioni condotte su beni ambientali analoghi, possono anche essere utilizzati - come una funzione di domanda - per calcolare il beneficio medio pro capite derivante da un certo bene ambientale. L'utilizzo della meta-analisi permette di aggiustare ancor più al contesto di destinazione le stime calcolate dagli studi originali e, entro certi limiti, di valutare con la tecnica del *benefit transfer* anche dei siti per i quali altrimenti non esiste nessuna valutazione potenzialmente trasferibile (*Northeast-Midwest Institute* - NOAA, 2001).

Si assuma, ad esempio, che gli abitanti di Poggiobasso subiscano gli effetti dannosi dovuti all'elevata concentrazione di particolato nell'aria. La responsabilità delle emissioni, superiori ai limiti fissati dalla legge, è stata interamente attribuita ad uno stabilimento industriale nelle vicinanze. Si supponga che non sia possibile intraprendere né una valutazione specifica, né trovare uno studio preesistente che, condotto in una località simile a Poggiobasso, sia in qualche modo trasferibile. Tuttavia nel corso degli anni, in varie località italiane e nel resto d'Europa, sono state effettuate numerose valutazioni sulla disponibilità a pagare da parte dei cittadini per la riduzione del livello di particolato atmosferico. Il risultato di ciascuna di esse è un valore della disponibilità a pagare da parte della famiglia media (o dell'individuo medio) nella zona in cui è stata condotta l'indagine. Ognuna di queste ricerche, però, giunge a valutazioni della disponibilità a pagare media anche molto differenti e, come detto, nessuna sembra prestarsi al trasferimento più delle altre. In questo caso una soluzione può venire dalla meta-analisi: si costruisce un nuovo set di dati trattando come una singola osservazione ciascuna misura della disponibilità a pagare ottenuta da ognuno dei diversi studi. Quindi è possibile analizzare questo nuovo set di meta-dati in modo da individuare una relazione statistica che esprima la disponibilità a pagare media in funzione delle caratteristiche della popolazione e del sito per il quale è stata stimata. Nell'esempio, tra le variabili esogene del modello meta-analitico saranno presenti il reddito medio e altre variabili demografiche, la variazione del livello di particolato presente nell'atmosfera, degli indicatori sull'andamento del mercato immobiliare e del periodo in cui è stato condotto lo studio originario. Una volta stimato il modello, sostituendo al suo interno i valori caratterizzanti Poggiobasso, si può ottenere una previsione della disponibilità a pagare media per ridurre la concentrazione di particolato atmosferico ai limiti di legge o, da un altro punto di vista, una misura del danno medio subito (Rosenberg e Loomis, 2001, anche per un esempio numerico).

Dal momento che, nel condurre una meta-analisi, è necessario prendere in considerazione un buon numero di studi condotti su beni ambientali simili, essa può rivelarsi un approccio molto laborioso. All'aumentare della precisione richiesta e, quindi, della complessità delle tecniche impiegate, anche il *benefit transfer* può diventare tanto complicato e costoso quanto uno studio di valutazione ad hoc.

3) Determinazione di una misura della disponibilità a pagare complessiva

Dopo avere stimato la disponibilità a pagare media per il contesto da valutare, il *benefit transfer* si conclude con l'estensione della *DAP* medesima alla popolazione interessata. Tale estensione consiste nel moltiplicare la disponibilità a pagare pro capite per il numero di individui interessati, in modo da calcolare la disponibilità a pagare complessiva. Ciò presuppone la delimitazione dell'ambito geografico interessato dal danno, al di fuori del quale si assume che gli individui non percepiscano alcuna utilità dal bene ambientale oggetto di valutazione, cioè non siano disposti a pagare alcunché per ripararlo.

APPROFONDIMENTO 10:

Il *benefit transfer* e le tecniche di comparazione multiattributo

Nell'ambito di un *benefit transfer*, capita assai raramente di imbattersi in uno studio 'sorgente' nel quale il sito oggetto della valutazione sia così simile a quello di destinazione da consentire il trasferimento della stima senza alcun adattamento. Altrettanto infrequente è il reperimento di funzioni di valore (domanda) così articolate da tener conto di tutti gli elementi differenziali esistenti fra contesto di origine e di destinazione. Nella maggior parte dei casi, invece, è necessario aggiustare le valutazioni 'sorgente' in modo da tenere conto degli elementi che differenziano il contesto di destinazione da quello di origine. Dal momento che questo passaggio richiede delle assunzioni aggiuntive di una certa soggettività, la prassi più comune prevede che ci si affidi al giudizio e all'intuizione degli esperti.

Gli studi effettuati in altri ambiti di valutazione hanno fornito indicazioni discordanti circa l'affidabilità delle indicazioni degli esperti: da una parte, infatti, si è osservato come le stime dei valori immobiliari da parte di agenti che operano nel settore sia correlata piuttosto strettamente a quelle ottenute utilizzando il metodo edonimetrico (Dodgson e Topham, 1990); dall'altra, però, altre ricerche hanno riscontrato differenze sostanziali tra le valutazioni di una stessa proprietà espresse da esperti diversi (Garrod e Willis, 1999). Quindi, se esistono apprezzabili differenze nelle stime di esperti sui beni di mercato è ragionevole supporre che le discrepanze siano ancora maggiori per i beni ambientali per i quali non esistono prezzi di mercato di riferimento.

Di conseguenza, dato che la complessità intrinseca dei beni ambientali rende incerto l'affidarsi alle sole opinioni degli esperti e viste le difficoltà cui si andrebbe incontro nel difendere una stima effettuata 'a vista' in sede di contenzioso su una richiesta di risarcimento per danni all'ambiente, nella maggioranza dei casi è opportuno, per adattare la valutazione di origine al nuovo sito, adoperare delle tecniche più oggettive, in modo da ridurre la soggettività dei giudizi espressi dai singoli esperti. Un supporto all'adattamento dei valori fra contesti diversi può arrivare dall'analisi multiattributo⁴⁶. L'idea che sottende a questo approccio, del tutto analoga a quella su cui si fonda il metodo edonimetrico trattato precedentemente, è che il valore di ciascun bene – dunque anche dei be-

⁴⁶ Con il nome di analisi multiattributo si intendono tanto un approccio alle decisioni quanto un insieme di tecniche che hanno lo scopo di disporre in ordine di preferenza tutte le diverse possibili scelte alternative.

ni e servizi ambientali – sia una funzione delle sue caratteristiche. In base a questa logica, per esempio, ci si aspetta che il valore di una zona umida dipenda dalla sua dimensione, dal numero e dalla rarità di specie animali e vegetali in essa presenti, da quanto sono comuni nella regione ecosistemi dello stesso tipo, dalla raggiungibilità dai centri abitati, ecc..

Utilizzando gli strumenti tipici dell'analisi multiattributo è possibile riassumere le caratteristiche di ognuno degli n siti oggetto delle valutazioni originarie in un'unica misura sintetica che ne esprima il valore complessivo. Il calcolo di questo indicatore sintetico, in pratica, consiste nell'associare a ciascuna località j un numero I_j , tanto maggiore quanto più le sue caratteristiche rispondono a dei criteri precedentemente stabiliti: ciò significa, in altri termini, disporre di un criterio di comparazione fra gli n diversi siti. Una volta calcolato l'indice I per ciascuno dei siti, lo si può utilizzare come parametro in una comparazione diretta monoparametrica o pluriparametrica che adatti al contesto di destinazione le valutazioni 'sorgente'.

Ad esempio, dovendo stimare il valore di una zona umida tramite un *benefit transfer* che sfrutti precedenti valutazioni di aree simili, è necessario: i) fissare dei criteri sulla base dei quali confrontare le differenti località; ii) valutare quando ognuna di esse soddisfa ciascun criterio, attribuendo dei punteggi; iii) aggregare le informazioni raccolte per ciascun sito in unico coefficiente, che sarà tanto maggiore quanto più sono soddisfatti i criteri di preferenza ed infine iv) confrontare i valori dell'indice calcolati per i siti d'origine della stima con quello del sito di destinazione.

Il primo passo di questa analisi multiattributo, la scelta dei *criteri* di preferenza (o *attributi*), rappresenta un momento fondamentale, poiché da questi ultimi dipende, in larga misura, la valutazione complessiva di preferibilità che si ricaverà per ciascuno dei siti. Per tale ragione è bene che già in questa fase siano coinvolti degli esperti. In alcune circostanze, tuttavia, essi potrebbero essere indotti ad apprezzare un certo sito più di un altro per ragioni del tutto diverse da quelle che influenzerebbero l'apprezzamento da parte dell'individuo danneggiato medio, cosicché le stime della variazione media di benessere ottenute dal *benefit transfer* potrebbero risultare distorte.

I criteri adottati, in ogni caso, dovrebbero tendere ad evidenziare, tra i siti presi in esame, quelle differenze che potrebbero essere motivo di diverso apprezzamento da parte degli individui.

Inoltre è necessario che i criteri di confronto siano scelti in maniera tale che, rispetto a ciascuno di essi, sia possibile valutare la performance di ognuno dei siti presi in considerazione nel *value transfer*. Può rivelarsi utile raggruppare i criteri, ripartendoli in sottoinsiemi che si riferiscono ad uno stesso aspetto dei siti in esame. Per esempio, quando il *benefit transfer* attenga a una zona umida, può essere opportuno riunire in un gruppo i criteri relativi alla qualità dell'acqua, in un altro quelli relativi alla flora presente, in un altro ancora quelli relativi alla fauna, ecc..

La scelta di raggruppare i criteri in classi semplifica il controllo sulla coerenza tra l'insieme dei criteri adottati e le esigenze di confronto tra i siti specificamente oggetto del *benefit transfer*; d'altra parte ne possono risultare semplificati anche i calcoli necessari nelle fasi successive.

Prima di rendere definitiva la scelta di un certo insieme di criteri è opportuno accertarsi che essi posseggano alcune qualità e, soprattutto, siano esenti da al-

cuni difetti. Bisogna che il set di criteri che si adotta sia completo: dovrebbe, cioè, abbracciare tutte le principali caratteristiche dei siti in esame, le quali potrebbero ragionevolmente influenzare il loro apprezzamento da parte degli individui. Tuttavia si dovrebbe evitare che il loro numero sia sovrabbondante, poiché all'aumentare delle caratteristiche dei siti prese in considerazione aumenta la laboriosità dell'analisi e il volume dei calcoli necessari. Una scelta ridondante dei criteri di preferenza, poi, può portare ad accentuare oltremodo il peso di alcune caratteristiche dei siti rispetto alle altre: questa sorta di doppio conteggio si tradurrebbe in una distorsione della misura del parametro utilizzato per la comparazione tra le diverse località e, quindi, anche del risultato finale del *benefit transfer*. Inoltre, è necessario verificare che, nell'ambito dell'insieme di criteri adottati, le preferenze siano mutuamente indipendenti. In altri termini, per ciascuno dei criteri si deve verificare la possibilità di attribuire un punteggio a ciascun sito senza sapere il valore attribuito agli altri. Nel definire i criteri di preferenza tra diverse zone umide, per esempio, potrebbe non essere ragionevole assumere che l'apprezzamento del numero di torrette di osservazione ad uso dei *bird-watcher* sia indipendente da quali e quante specie di uccelli sono presenti nell'area. Quando la condizione di mutua indipendenza delle preferenze non è rispettata, per aggregare i punteggi attribuiti ad un sito in base a ciascun criterio è necessario fare ricorso a modelli più complicati (moltiplicativi), oppure fondere in un solo criterio quelli che si sono rivelati mutuamente dipendenti.

Una volta perfezionata la scelta di m attributi sulla base dei quali effettuare il confronto, il passaggio successivo prevede che si misuri quale performance manifesti ogni sito rispetto a ciascuno di essi: in questo modo, per ciascun sito j si determina un vettore $x_{ij} = (x_{1j}, x_{2j}, \dots, x_{mj})$ che ne riassume le caratteristiche. Per aggregare questi valori in una sola misura che li esprima sinteticamente, esistono diverse procedure, la più comune delle quali fa uso di un modello lineare additivo. In base a questo tipo di metodologia, l'indice I calcolato per il sito j è dato dalla media pesata delle performance del sito rispetto a ciascun criterio:

$$I_j = \sum_{i=1}^m w_i x_{ij} \quad [52]$$

dove rappresenta il peso della i -esima caratteristica nel calcolo della media. Affinché si possa adottare un modello additivo lineare, bisogna che le performance $x_{1j}, x_{2j}, \dots, x_{mj}$, siano espressi quantitativamente e con valori confrontabili, in altre parole devono essere normalizzati.

Si osserva, inoltre, come un approccio di questo tipo ammetta che la performance relativamente scadente del sito j rispetto ad un certo criterio sia compensata da una miglior performance rispetto ad un altro criterio.

La determinazione dei pesi w_1, w_2, \dots, w_m , i quali, di fatto, esprimono quanto ciascun attributo influisca sul valore complessivo del sito, è basata sui giudizi degli esperti, che possono essere sintetizzati in maniera formale in vario modo. Uno dei più semplici ed intuitivi è quello del confronto a coppie elaborato da Saaty nel 1980 e noto come *Analytical Hierarchy Process*.

Per ogni coppia di criteri, agli esperti vengono poste delle domande della forma generale: 'quanto è importante il criterio A rispetto al criterio B ?'. La ri-

sposta, espressa in forma qualitativa, è poi convertita in scala numerica da 1 a 9 (Tabella 4.9).

Giudizi più sfumati possono essere rappresentati dai valori intermedi della scala numerica, 2, 4, 6, e 8. Inoltre, se gli esperti ritengono che *B* sia più importante di *A*, si assegna ad *A* il reciproco del valore rilevante: per esempio, se si considera *B* abbastanza più importante di *A*, allora a questo ultimo, nel confronto con *B*, è assegnato il valore pari ad 1/5. Questo accorgimento consente di ridurre il numero di domande da rivolgere agli esperti e garantisce la coerenza dei giudizi espressi su di una stessa coppia di criteri. Le risposte alle interviste, espresse in forma numerica, sono poi riportate in una matrice. Ad esempio, la Tabella 4.10 illustra i risultati di un confronto a coppie fra tre criteri.

Tabella 4.9 – La scala dei giudizi verbali di Saaty

| Quanto è importante A rispetto a B? | Scala numerica |
|-------------------------------------|----------------|
| Ugualmente importante | 1 |
| Moderatamente più importante | 3 |
| Abbastanza più importante | 5 |
| Decisamente più importante | 7 |
| Incomparabilmente più importante | 9 |

Tabella 4.10 – La matrice di confronto a coppie

| | Criterio 1 | Criterio 2 | Criterio 3 |
|------------|------------|------------|------------|
| Criterio 1 | 1 | 5 | 9 |
| Criterio 2 | 1/5 | 1 | 3 |
| Criterio 3 | 1/9 | 1/3 | 1 |

Il metodo sviluppato da Saaty per ricavare i pesi di ciascun criterio a partire dai risultati del confronto a coppie si fonda su alcuni concetti di algebra relativamente sofisticati e richiede dei calcoli piuttosto laboriosi che, nella pratica, sono comunque affidati a dei software sviluppati appositamente. D'altra parte, è possibile raggiungere risultati molto simili utilizzando una procedura la cui applicazione è molto più immediata⁴⁷. Essa prevede che:

- 1) si calcoli la media geometrica di ogni riga della matrice;
- 2) si sommino tra loro le medie geometriche di ogni riga;
- 3) ogni media geometrica di riga venga normalizzata dividendola per la loro somma.

La Tabella 4.11 illustra questa procedura semplificata.

⁴⁷ NERA (National Economic Research Associates), 'DTLR multi-criteria analysis manual', Deputy Office of the Prime Minister, United Kingdom, 2004. Disponibile online all'indirizzo: http://www.odpm.gov.uk/stellent/groups/odpm_about/documents/page/odpm_about_608524-01.hcsp. Anche l'esempio che segue è tratto da questo manuale.

Tabella 4.11 - La stima dei pesi normalizzati

| | Criterio 1 | Criterio 2 | Criterio 3 | Media geometrica di riga | w_i |
|------------|------------|------------|------------|--------------------------|--------|
| Criterio 1 | 1 | 5 | 9 | 3,557 | 0.751 |
| Criterio 2 | 1/5 | 1 | 3 | 0,843 | 0.178 |
| Criterio 3 | 1/9 | 1/3 | 1 | 0,333 | 0.70 |
| Totale | | | | 4,734 | (1,00) |

Una volta sostituiti i pesi così calcolati nella [52], questa ultima consente di attribuire un valore all'indice I per ciascuno degli n siti d'origine delle valutazioni da trasferire e per il sito di destinazione del *value transfer*.

Per come è stato definito, I costruisce una graduatoria di preferibilità tra i siti presi in esame in base alla rispondenza ai criteri fissati. Poiché si tratta di indicatori di sintetici di valore, gli I possono essere utilizzati a buon diritto come parametri nella comparazione – monoparametrica o pluriparametrica – tra il/i contesto/i di origine e quello di destinazione.

Assumendo una procedura monoparametrica e proporzionale, il valore del contesto di destinazione è quindi dato da:

$$V_x = \frac{\sum_{j=1}^n V_j}{\sum_{j=1}^n I_j} I_x \quad [53]$$

Dove:

V_x = valore del contesto di destinazione;

V_j^x = valore del contesto/i di origine;

I_j = indice di valore del contesto di destinazione;

I_j^x = indice di valore del contesto/i di origine.

In sintesi, quindi, sebbene l'utilizzo dei metodi dell'analisi multiattributo nell'ambito del *benefit transfer* renda più laborioso il processo di adattamento al nuovo sito dei risultati di studi esistenti e talvolta i dati necessari all'uopo non siano reperibili, esso riduce molto la soggettività della stima espressa dai singoli esperti. Ciò ne migliora, in generale, la qualità della valutazione relativa al sito di destinazione⁴⁸ e, allo stesso tempo, agevola il compito di chi la deve difendere in sede processuale.

4.6 La valutazione della salubrità dell'ambiente: i rischi per la salute umana

Gli interventi dell'uomo sull'ambiente per la riduzione dei rischi per la salute hanno una lunga storia che risale alle bonifiche effettuate dagli antichi Romani per limitare il pericolo di diffusione della malaria, fino alle recenti misure di controllo

⁴⁸ Alcune ricerche indicano che, in generale, un modello lineare delle decisioni di un certo individuo, costruito stimando i pesi che nella realtà egli implicitamente attribuisce ai diversi criteri di scelta, dà risultati migliori rispetto all'intuizione dell'individuo stesso (Garrod e Willis,1999).

del traffico o riduzione dell'inquinamento dell'aria nei centri urbani (Viscusi e Aldy, 2003). La valutazione dei benefici derivanti dalla riduzione dei rischi per la salute umana assume un ruolo chiave nella convenienza economica degli interventi di protezione o risanamento ambientale.

Analogamente, nel caso di un evento avverso, l'aumento dei rischi per la salute può rappresentare una componente rilevante del danno ambientale. In particolare, a seguito di eventi come l'inquinamento delle acque o più frequentemente dell'aria, l'immissione di contaminanti altera la funzione di salubrità dell'ambiente e può favorire l'insorgere di patologie o aumentare il rischio di mortalità. In questi casi è possibile individuare il valore attribuito alle variazioni del rischio per la salute nei soggetti colpiti. La letteratura su questo argomento è piuttosto vasta spaziando, quanto ad ambiti interessati alla valutazione di tali rischi, da contesti legati al mercato del lavoro, a quelli dei beni di largo consumo, fino a quelli delle risorse ambientali; in generale, gli studi riguardano prevalentemente l'analisi costi-benefici orientata al confronto tra benefici degli interventi di riduzione dei rischi per la salute e i corrispondenti costi. In altre parole, l'intervento per la riduzione del rischio viene spinto fino al punto in cui il costo per ridurlo è uguale ai corrispondenti benefici attesi. Nel caso di danno ambientale, invece, viene sottoposto a valutazione economica l'incremento di rischio per la salute conseguente, in maniera diretta o indiretta, all'evento avverso.

Si ipotizzi, ad esempio, che l'inquinamento dell'aria comporti un rischio di morte anticipata pari a 1 su 1.000 (0,001) e che 1.000 persone interessate da tale rischio siano disposte a pagare una somma di 3.000 euro ciascuno per annullare questo rischio addizionale. In questo caso, il fattore di rischio⁴⁹ è pari ad 1 (1/1000 x 1000) e la disponibilità a pagare complessiva per evitare questo rischio è di 3000 euro x 1000 individui; moltiplicando tale somma per il fattore di rischio si otterrà una stima dei benefici attesi pari a 3 milioni di euro.

Il principale metodo per la valutazione economica della riduzione dei rischi per la salute fa riferimento al concetto di 'valore statistico della vita' che è inteso come il valore attribuito alla prevenzione di un evento mortale in senso probabilistico. In altre parole, non si intende attribuire un valore alla vita individuale (valore della vita in senso stretto) ma piuttosto stimare il valore della vita di un ipotetico individuo facente parte di una popolazione statistica (Schelling, 1968). In linea generale, gli approcci di stima dei rischi o dei danni certi alla salute umana sono riconducibili ai metodi già descritti nel capitolo 4, anche se con termini e modalità di applicazione in parte diversi. In questo paragrafo verranno descritte le metodologie di valutazione dei rischi per la salute umana introducendo dapprima alcuni concetti sulla loro quantificazione, per poi passare ai singoli approcci di valutazione.

⁴⁹ Il fattore di rischio sanitario di origine ambientale esprime la potenzialità di un agente ambientale di causare un danno per la salute. In termini quantitativi è il prodotto tra la probabilità dell'evento, in questo caso 1/1000, e la popolazione interessata, in questo caso i 1000 individui. I principali fattori di rischio sanitario possono essere classificati in biologici, chimici e fisici. Gli *agenti biologici* includono qualunque microrganismo, anche se geneticamente modificato, coltura cellulare ed endoparassita umano che potrebbe provocare infezioni, allergie o intossicazioni, ad esempio, batteri, micotossine, pollini, OGM, agenti patogeni. Gli *agenti chimici* sono sostanze presenti allo stato liquido, solido o più frequentemente gassoso, in grado di produrre effetti dannosi, temporanei o permanenti, sull'uomo, sugli animali e sulle piante, come metalli pesanti, diossine pesticidi amianto, ecc. Gli agenti fisici sono 'onde' che si propagano nell'atmosfera e vengono a contatto con la biosfera senza provocare danni apparenti. I principali *agenti fisici* da considerare sono: radiazioni ionizzanti, radiazioni non ionizzanti, rumore e vibrazioni.

4.6.1 La quantificazione del rischio

I rischi per la salute possono essere classificati in due grandi categorie: volontari e involontari (Callan e Thomas, 1996). I rischi volontari sono assunti deliberatamente da un individuo che si ritiene abbia la completa informazione su di essi: guidare l'auto, volare, fumare, bere alcolici, ecc.. In particolare, ogni individuo adegua le sue attività mantenendosi al di sotto del livello di rischio percepito. In alcuni casi, gli individui ritengono il rischio troppo elevato (es. rischio di cancro) e reagiscono rinunciando definitivamente a talune attività (es. fumare) allo scopo di attenuarlo o azzerarlo. Il rischio volontario assume frequentemente natura privata, ovvero confinata ai singoli individui. Non sono tuttavia infrequenti casi in cui i progressi scientifici hanno evidenziato delle componenti pubbliche tali da giustificare l'intervento normativo da parte della collettività (es. danni da fumo passivo). Per contro, i rischi involontari sono conseguenti ad eventi che sfuggono parzialmente o completamente al controllo dei singoli individui. Ad esempio, il rischio di subire dei danni materiali o fisici a seguito di eventi catastrofici (es. uragani, terremoti, alluvioni) può essere limitato, ma non annullato, perché al di fuori del controllo dell'uomo. Anche i rischi ambientali dovuti all'inquinamento dell'aria, alla presenza di discariche tossiche, allo sversamento di sostanze nocive nei corsi d'acqua, ecc. hanno natura involontaria per quanti la subiscono, ma gli effetti sono pervasivi e possono interessare sia l'ambiente che l'uomo. In questi casi gli individui possono proteggersi adottando dei comportamenti difensivi che attenuano ma non eliminano la fonte del rischio. Questi rischi assumono una connotazione sostanzialmente di tipo pubblico tanto da giustificare interventi volti alla limitazione o proibizione delle fonti di rischio. È questa ultima categoria di rischi che è prevalentemente oggetto di valutazione in casi di danno ambientale. Prima di procedere alla descrizione dei metodi di valutazione dei rischi per la salute umana appare opportuno chiarire il concetto di rischio, il cui significato è intuitivo ma la cui nozione è poco chiara (Callan e Thomas, 1996). Infatti, se da una parte si cerca di evitare o attenuare il rischio, inteso come fatto negativo in sé, dall'altra appare evidente che il rischio non può essere annullato ed è quindi parte della vita di ogni individuo.

Il rischio per la salute può essere quantificato su base soggettiva degli individui o basarsi su parametri oggettivi. Nel primo caso rimangono delle perplessità sulla variabilità riscontrata negli individui nella cosiddetta percezione del rischio, che dovrebbe scaturire da una sorta di riconoscimento e reazione ad una data situazione, ma che in pratica viene formulata su basi soggettive e poco ancorate a valutazioni scientifiche della probabilità di accadimento di un evento. Vale la pena citare l'elevata densità abitativa che si registra in aree ad elevato rischio sismico o fortemente inquinate e quindi dove il rischio di mortalità o di contrarre malattie è molto elevato, ma la percezione di tale rischio è mitigata da fattori soggettivi.

Sotto un profilo rigorosamente scientifico, un rischio ambientale rappresenta la probabilità di subire danni alla salute a seguito dell'esposizione a inquinanti e/o sostanze tossiche. Da questa definizione emerge che il rischio ambientale è la conseguenza di due effetti: i) la fonte del rischio, rappresentata da emissioni inquinanti nell'ambiente; ii) l'esposizione, che descrive il percorso seguito dell'inquinante da risorsa a risorsa, dalla fonte fino all'individuo colpito. La fonte del rischio e l'esposizione influenzano il rischio ambientale in modo indipendente. Infatti, alcuni inquinanti sono talvolta poco tossici ma sono in grado di interessare

un'ampia frazione della popolazione, mentre altri inquinanti sono molto pericolosi, anche se l'esposizione è limitata.

Il processo di valutazione del rischio può fornire delle utili indicazioni per la stima di un danno ambientale, soprattutto se viene interessata la salute umana (Figura 4.12). La prima fase, di individuazione del rischio ambientale, fa riferimento alle metodologie che cercano la relazione causale tra gli inquinanti e gli effetti avversi, diretti e/o indiretti, per la salute. Per facilitare l'individuazione del rischio ambientale può essere utile classificare gli effetti per la salute tra mortalità e morbilità. La mortalità si riferisce al rischio di morte, mentre la morbilità al rischio di contrarre delle malattie che possono essere lievi (ad esempio irritazioni della pelle o degli occhi) o gravi (ad esempio cancro, leucemia, ecc.) fino ad includere gli effetti mutageni (alterazioni del materiale genetico) e teratogeni (malformazioni al feto). Oltre alla relazione tra effetti e natura del contaminante è importante valutare anche il periodo di esposizione, che permette di distinguere tra effetti acuti (esposizione limitata) ed effetti cronici (esposizione prolungata). Tra i metodi impiegati per individuare la relazione tra rischio ed effetti vanno segnalati gli studi epidemiologici e le prove di laboratorio: negli studi epidemiologici si analizza la distribuzione degli effetti per la salute mettendoli in relazione con caratteristiche della popolazione (sesso, età, occupazione, razza, reddito, ecc.); nelle sperimentazioni di laboratorio si valutano gli effetti su animali vivi prima e dopo l'esposizione a contaminanti (Callan e Thomas, 1996).

I contributi della letteratura sul versante dei rischi per la salute umana coinvolgono una categoria di effetti molto vasta ed in continua evoluzione in relazione agli sviluppi scientifici in grado di diagnosticare con sempre maggior precisione la sintomatologia cagionata da contaminanti presenti nell'ambiente. Recentemente, è stata proposta una classificazione che spazia dagli effetti mortali e/o infortuni gravi (es. avvelenamento, inalazione di gas tossici, incendi, esplosioni, ecc.), a quelli cancerogeni, alle malformazioni congenite, fino all'esposizione prolungata a contaminanti (es. effetti del piombo sulla riduzione delle capacità cognitive) ed altre disfunzioni metaboliche (ipertiroidismo, endometriosi, ecc.) (Orr *et al.*, 2002; Bove *et al.*, 2002; Berkowitz *et al.*, 2003; Horton *et al.*, 2004).

Una volta individuate le relazioni tra contaminante, esposizione ed effetti per la salute viene investigata la funzione dose-risposta, ovvero il rapporto tra livelli di rischio via via crescenti (quantità di contaminante) e la risposta degli individui. Tale analisi permette inoltre di definire il livello soglia al di sotto del quale non si registra alcun rischio significativo per la salute. La fase finale prevede una quantificazione del rischio ed una sua descrizione qualitativa⁵⁰, utilizzando le informazioni sulla relazione tra contaminante, esposizione ed effetti sull'uomo. In particolare, la quantificazione del rischio determina, sulla base di parametri oggettivi, la probabilità di accadimento di un evento avverso e viene spesso determinata impiegando dati reali. Ad esempio, il rischio di morte per guidare l'auto è pari a 24 su 100.000, mentre il rischio di essere uccisi da un fulmine è pari a 5 su 10 milioni (Callan e Thomas, 1996).

Nel caso di valutazione del danno ambientale, è necessario dapprima individuare

⁵⁰ Le misure qualitative del rischio forniscono una descrizione degli elementi che caratterizzano la fonte del rischio, le modalità di esposizione, gli individui più vulnerabili, i metodi e dati utilizzati per le analisi oltre alle ipotesi sottostanti le valutazioni.

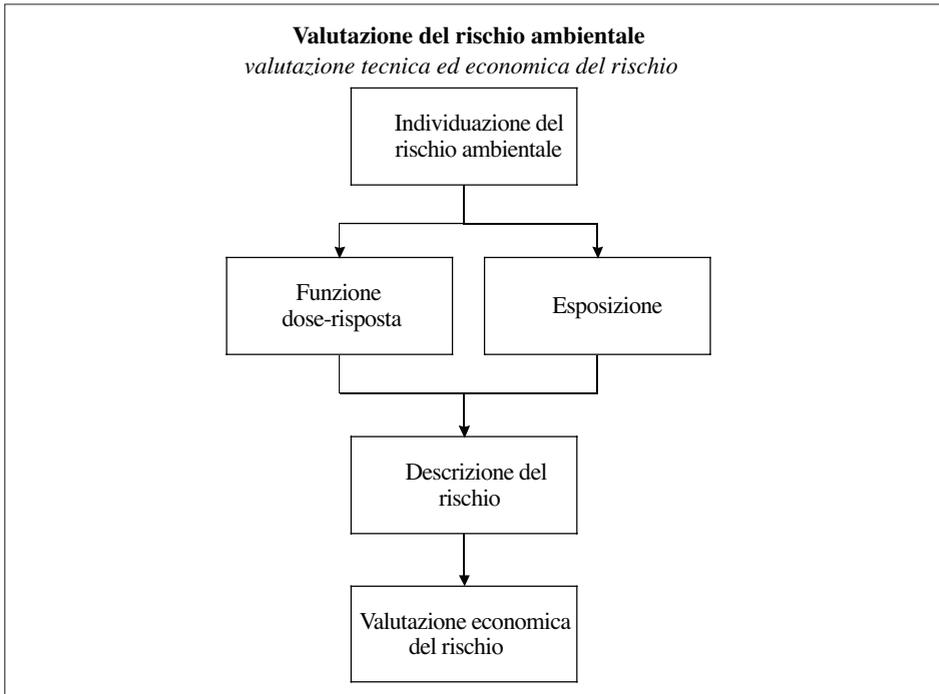


Figura 4.12 - Schema di valutazione del rischio ambientale

se l'illecito ha provocato un incremento del rischio per la salute umana, e questo andrà evidenziato a livello di funzione salubrità nelle matrici illustrate nel paragrafo 6.2.2, e quindi quantificare precisamente la variazione di rischio conseguente all'evento avverso, seguendo l'approccio schematizzato in Figura 4.12.

4.6.2 I metodi di valutazione economica

La valutazione economica degli effetti sul benessere degli individui della variazione dei rischi per la salute è una tematica piuttosto delicata e gli approcci proposti dalla letteratura vengono spesso criticati per l'ampia variabilità delle stime e la difficile comparabilità dei risultati.

In linea generale, gli approcci di valutazione si basano su metodi specifici e puntuali che stimano la disponibilità a pagare per ridurre i rischi per la salute e approcci in cui si lavora prevalentemente con indicatori economici come le spese sanitarie evitate (Huhtala e Samakovlis, 2003; Skanberg, 2001; Aunan *et al.*, 2000). Questi ultimi forniscono delle informazioni utili, soprattutto nel caso di effetti omogenei su vasta scala, ma la letteratura recente su questo argomento sembra prediligere approcci di valutazione che seguono l'inquinante nel suo corso d'azione (*impact pathway*) e che si basano sulla stima della disponibilità a pagare. Formalmente, il valore della variazione del rischio può essere valutata, ad esempio, dalla seguente espressione⁵¹ (Pearce, 2000):

⁵¹ Tale espressione è una delle più semplici tra quelle riportate in letteratura cui si rimanda per approfondimenti.

$$H_{ij} = (b_{ij} \cdot \Delta D_i) \cdot V_j \cdot P \quad [54]$$

dove H_{ij} rappresenta la stima del valore della variazione dell'effetto j del contaminante i sugli individui colpiti, b_{ij} il coefficiente della funzione dose-risposta del contaminante i sull'effetto j , ΔD_i è la variazione del contaminante i , V_j è la disponibilità a pagare unitaria per evitare il rischio, P è l'insieme degli individui interessati. Questa espressione mette in evidenza che i risultati della stima sono direttamente proporzionali alla pericolosità ed entità del contaminante, alla popolazione colpita e alla disponibilità a pagare. Pertanto, diventa importante porre una particolare attenzione alla delimitazione degli effetti in termini di individui effettivi o potenziali colpiti dall'evento, agli studi (epidemiologici, di laboratorio, ecc.) in grado di rappresentare in modo affidabile e puntuale gli effetti del contaminante per la salute e quindi ai metodi impiegati per stimare la disponibilità a pagare dei soggetti colpiti. Nel seguito saranno in particolare esaminati questi ultimi metodi⁵². I metodi basati sulla disponibilità a pagare si propongono la stima del cosiddetto valore statistico della vita (*Value of Statistical Life, VSL*) sul cui concetto non vi è unanimità di vedute da parte della letteratura, ma che è ormai diventato lo strumento più diffuso nella valutazione degli effetti sul benessere della variazione dei rischi per la salute (Levaggi e Capri, 1999). Un altro metodo per la stima di tali variazioni è rappresentato dal valore degli anni di vita persi (*Value of Lost Years, VLY*) in cui viene stimato un valore per ogni anno di vita atteso. Un ulteriore metodo, usato soprattutto nel passato, approssimava il rischio per la salute umana al valore attuale dei redditi attesi perduti in conseguenza del maggiore rischio o della vita persa. Questo metodo parte dal presupposto che un individuo consuma la maggior parte di ciò che produce nel corso della propria vita e non tiene conto dei pensionati e quindi della disponibilità a pagare di una quota significativa della popolazione e pertanto non cattura pienamente le preferenze della collettività. In questo paragrafo verranno descritti i metodi utilizzati per valutare il *VSL* e *VLY* fornendo anche una breve descrizione dei campi di applicazione, dei loro vantaggi e svantaggi, ed infine, verrà brevemente illustrato il metodo delle spese sanitarie (intese in senso lato) o 'costo della malattia'. Mentre i primi due metodi sono riconducibili agli approcci delle preferenze rivelate e dichiarate, quello delle spese sanitarie è ascrivibile all'approccio delle preferenze imputate. La letteratura economica si è focalizzata sul concetto di valore statistico della vita, ovvero sulla disponibilità a pagare per ridurre il rischio di mortalità da quasi quaranta anni (Schelling, 1968). In un ampio corpo di questa letteratura il rischio di mortalità veniva stimato valutando il salario differenziale offerto sul mercato del lavoro a compensazione delle mansioni più pericolose (Costa e Mathew, 2004). In tempi più recenti, numerosi studi si sono occupati della stima del rischio di mortalità tra paesi sviluppati ed in via di sviluppo; altri ancora hanno analizzato la relazione tra prezzo e rischio mortalità nel mercato di prodotti di consumo (automobili, sistemi di allarme, ecc.) (Viscusi e Aldy, 2003). Lo stesso concetto è stato successivamente applicato anche alla valutazione di rischi legati ad infortuni o rischi non mortali. In questo caso è stato introdotto il concetto di valore im-

⁵² Lo studio della funzione dose-risposta assume una connotazione spiccatamente tecnica che pur rilevante nella valutazione finale necessita di conoscenze scientifiche specifiche. Per questi ultimi aspetti si rimanda alla bibliografia specifica (Turner *et al.*, 2004; Pearce, 2000; Johnson, 1999).

plicito di danno o infortunio. Il valore statistico della vita è stato infine impiegato per valutare i rischi per la salute di contaminanti immessi nell'ambiente (Viscusi, 1991, Krupnick *et al.*, 2002; Viscusi e Aldy, 2003).

Il valore statistico della vita rappresenta un valore, probabilisticamente inteso, attribuito alla prevenzione di un evento mortale tenendo conto del rischio in un preciso momento, del rischio nell'intervallo temporale che include la vita residua e del rischio pesato per un fattore che tenga conto della qualità della vita (Pearce, 2000). Il *VSL* rappresenta quindi un *trade-off* tra rischio e denaro ed in particolare l'equilibrio tra i benefici degli interventi necessari per ridurre i rischi per la salute ed il corrispondente costo (Eeckout e Hammitt, 2001). Analiticamente, il *VLS* è indicato come il saggio marginale di sostituzione tra benessere e rischio di mortalità in un dato periodo e formalmente viene individuato dalla seguente espressione (Turner *et al.*, 2004):

$$VSL = \frac{\sum_i^N WTP_i \cdot \Delta r_i}{\sum_i^N \Delta r_i} \quad [55]$$

dove WTP_i è la disponibilità a pagare espressa dall'individuo i per una variazione del rischio che interessa N individui; Δr_i è la variazione del rischio; N è il numero di individui esposti al rischio e $\sum \Delta r_i$ è il numero di vite statistiche perdute o salvate. Da questa espressione è evidente che, a parità di WTP , piccole variazioni del rischio comportano elevati aumenti del *VSL*. Attualmente, gli studi sul *VSL* non sembrano fornire delle stime univoche perché fortemente condizionate dal paese in cui è stata effettuata l'analisi, dalla metodologia e dati utilizzati.

Per valutare gli effetti della variazione del rischio di mortalità su un periodo limitato (esempio un anno o mesi, o settimane) anziché sull'intera vita residua, può essere impiegato il *VLY*. Formalmente il *VLY* può essere calcolato in due modi:

1) stima della *WTP* per ogni anno di vita residua a partire dal *VSL* conoscendo l'età del gruppo di riferimento e applicando un saggio di sconto agli anni presenti rispetto a quelli futuri. In particolare si usa la seguente formula:

$$VLY = VSK / A \quad [56]$$

dove $A = (1 - (1+r)^{-n})/r$, n è il numero di anni di vita residua e r il saggio di sconto.

2) stima della *WTP* annua in modo diretto, valutando la previsione di prolungare la vita (ad esempio di un anno) rispetto alla durata attesa della vita.

Numerosi studi hanno criticato il metodo indiretto di calcolo del *VLY* (Pearce, 2000, Turner *et al.*, 2004). L'approccio *VLY*, infatti, fa riferimento ad un modello dove l'utilità dipende dall'evoluzione del consumo e non dalla durata della vita, mentre è plausibile che gli individui non siano indifferenti alle aspettative di vita residua; inoltre, si deve tener conto che gli eventuali anni aggiuntivi potrebbero avere un'importanza diversa in relazione alla qualità della vita attesa. Alcuni autori suggeriscono di correggere il *VLY* per il fattore *QUALY*⁵³ (*Quality of Adjusted Life Year*) che tiene conto della minor attrattività di anni di vita trascorsi non in buone condizioni psicofisiche (Pearce, 2000).

⁵³ L'indicatore o fattore *QUALY* assume valore che variano da 0, condizione di peggiore salute (morte o stato di coma), fino a 1, perfetta salute.

Passando ai singoli metodi di valutazione, la *WTP* per la riduzione dei rischi per la salute può essere stimata seguendo tre approcci (Krupnick *et al.*, 2002):

- 1) l'approccio delle preferenze rivelate che impiega una metodologia consolidata nella letteratura nota come salario edonico e, in tempi più recenti, prezzo edonico. La prima fa riferimento al mercato del lavoro, mentre la seconda al mercato degli immobili (abitazioni, terreni) e al mercato di beni di largo consumo (automobili, sistemi di allarme, caschi protettivi, cinture di sicurezza, ecc.);
 - 2) l'approccio delle preferenze dichiarate, che impiega la valutazione contingente per elicitarne la disponibilità a pagare un'ipotetica riduzione del rischio per la salute;
 - 3) l'approccio delle preferenze imputate, dove la *WTP* per la riduzione dei rischi per la salute viene approssimata dalle spese sanitarie evitate dalla collettività.
- Nel seguito sono brevemente illustrati gli adattamenti di tali metodi più generali, descritti nella prima parte del capitolo, al caso specifico in questione.

I metodi delle preferenze rivelate: il salario edonico

Il metodo del salario edonico si propone di valutare la relazione tra livello salariale e rischio di mortalità sul posto di lavoro. Questa relazione è stata largamente studiata ed è stata oggetto di un ampio numero di applicazioni soprattutto nei paesi nordamericani (Viscusi e Aldy, 2003). Si possono individuare almeno due filoni di studio: il primo, tradizionale e storico e che vanta una vasta letteratura, risale agli anni quaranta e stima il valore della vita, in seguito *VSL*, analizzando gli effetti della sicurezza del posto di lavoro sulla retribuzione salariale ed il secondo, più recente, che invece valuta anche il rischio di infortunio o malattia nel luogo di lavoro (Lott *et al.*, 2000).

Nel corso degli ultimi decenni, la metodologia è stata perfezionata per isolare le componenti di salario attribuite al rischio da quelle legate alla produttività del lavoro e alle componenti qualitative (preparazione professionale, istruzione, figli a carico, ferie, ecc.). Questa metodologia è stata largamente utilizzata dal Dipartimento del Lavoro statunitense (*U.S. Department of Bureau and Labor Statistics*) e ha progressivamente arricchito un ampio database dove sono disponibili informazioni sul rischio di mortalità per i diversi settori occupazionali. Il salario edonico viene criticato perché fornisce delle stime distorte del *VSL* soprattutto se estesa a valutazioni di rischi ambientali (Pearce, 2000) in quanto: i) coglie solo il rischio di mortalità in particolari ambienti di lavoro escludendo altre importanti fonti di rischio per la popolazione; ii) la percezione del rischio è limitata ai soli lavoratori (trascura pensionati e giovanissimi); iii) il rischio è solo immediato e non contempla gli effetti di lungo termine; iv) la natura del rischio è sostanzialmente endogena (legata al luogo di lavoro) e non esogena come accade nella maggior parte dei rischi ambientali. In linea generale, i valori di *VSL* riscontrati negli Stati Uniti con il metodo del salario edonico variano tra 3 e 7 milioni di euro (Viscusi e Aldy, 2003; Johansson, 2002), mentre nell'Unione Europea tra 0,9 e 3,5 milioni di euro (DG Ambiente, 2000). La valutazione dei rischi da infortunio e/o malattia non mortale ha avuto una discreta applicazione nel corso dell'ultimo decennio, anche se limitata per lo più agli Stati Uniti; essa impiega la metodologia del salario edonico per stimare i rischi non mortali come il tasso di infortunio o la perdita di giorni lavorativi. La maggiore difficoltà di queste valutazioni sta nell'elevata correlazione tra rischi mortali e non mortali che può portare ad una so-

pravalutazione degli effetti (Viscusi e Aldy, 2003). In alcuni di questi studi le stime per infortunio raggiungono valori medi che oscillano da 20 a 70 mila dollari per caso (McLean *et al.*, 1979; Legih e Folsom, 1984).

I metodi delle preferenze rivelate: il prezzo edonico

Il mercato immobiliare e quello di alcuni beni di consumo può essere in grado di cogliere informazioni sui benefici di riduzione dei rischi per la salute. Nello specifico, gli studi effettuati su questo argomento sono circa una decina e stimano la relazione rischio-prezzo ad esempio per le cinture di sicurezza, il fumo da sigaretta, i rilevatori di incendio per abitazioni, i sistemi di sicurezza per autovetture, i caschi per biciclette o i valori immobiliari in prossimità di discariche (Viscusi e Aldy, 2003). Si tratta per lo più di studi statunitensi che forniscono dei valori puntuali e specifici e che difficilmente o in casi limitati possono essere applicati in modo generalizzato ai rischi ambientali (Hayes *et al.*, 1995).

I metodi delle preferenze dichiarate: la valutazione contingente

I metodi di valutazione contingente si propongono di elicitarne direttamente la *WTP* per incrementi marginali della sicurezza, ovvero variazioni marginali del rischio per la salute. Senza entrare nel merito della metodologia già descritta nel capitolo 4, vale la pena sottolineare alcune difficoltà che si incontrano nella valutazione dei rischi per la salute, soprattutto se associati a mortalità o gravi malattie (Bateman *et al.*, 2005; Beattie *et al.*, 1998; Carthy *et al.*, 1999; Tversky *et al.*, 1988). In primo luogo, l'eterogeneità del campione in termini di rischio di mortalità può tradursi, in assenza di un'adeguata ponderazione, in una sopravvalutazione delle *WTP* aggregate e, pertanto, la *WTP* diventa una misura poco affidabile del benessere sociale nel lungo periodo (Armantier e Treich, 2004). Inoltre, una delle difficoltà di fondo di questo metodo applicato ai rischi per la salute è dovuto alla difficoltà di prospettare agli intervistati un chiaro scenario di mercato ipotetico in cui simulare variazioni di rischio per la salute. Infine, è particolarmente essenziale il ruolo svolto dall'intervistatore nel descrivere lo scenario di rischio (ad esempio, legato al rischio di morte o di cancro) finalizzato a non suscitare reazioni emotive degli intervistati che portano a sovrastimare la reale *WTP* (Lalive, 2003).

I metodi delle preferenze imputate: le spese sanitarie

Soprattutto nel caso di effetti non mortali, i rischi per la salute possono essere approssimati dal 'costo della malattia' (*COI, Cost of illness*) che formalmente è misurato valutando i costi diretti e indiretti evitati non contraendo la malattia. Essi includono:

- 1) il valore tempo e i redditi perduti dal paziente e dai familiari a causa della malattia;
- 2) il costo delle spese medico-sanitarie sostenute per alleviare la sofferenza, curare la malattia, prevenire e/o mitigare gli effetti del morbo, comprese le eventuali spese per assistenza (infermieri personali, ecc.);
- 3) la disponibilità a pagare per evitare la sofferenza e il dolore della malattia o l'ansia di ammalarsi.

La valutazione della componente relativa ai costi è apparentemente più agevole: si basa, infatti, sulle spese legate ai diversi tipi di malattia. I valori relativi al reddito e al tempo perduti sono in genere stimati in base al salario percepito ed al costo opportunità attribuito al tempo libero⁵⁴. Se il lavoratore, continuando a lavorare, ha un rendimento inferiore a causa della malattia, va valutata la perdita di produttività. Una delle misure cui si ricorre in questi casi è, ad esempio, l'attività di lavoro ridotta (*Restricted Activity Days*), che può essere differenziata a seconda della malattia o della gravità (Commissione Europea, 1998). Il valore del dolore e della sofferenza, che comprende anche i costi altruistici, può essere stimato invece impiegando il metodo della valutazione contingente⁵⁵.

Questo approccio non stima pienamente gli effetti sul benessere degli individui di una variazione del rischio per la salute, ma ne rappresenta piuttosto una quantificazione per difetto. Infatti, il *COI* viene calcolato per anno di terapia o diagnosi e spesso è limitato alle sole spese mediche dirette; ha tuttavia il vantaggio di essere un metodo di facile applicazione, rapido e di basso costo.

Metodi di stima primari e secondari

La *WTP* per stimare *VLS* o *VLY* può essere stimata ad hoc, attraverso indagini specifiche tarate sui rischi e sulla popolazione colpita (studi primari), oppure per *benefit transfer* (studi secondari). In questo ultimo caso, come già illustrato, è necessario adattare la *WTP* ottenuta da studi precedenti alla situazione oggetto di studio. Il *benefit transfer* rappresenta infatti una procedura delicata che deve essere effettuata con una particolare cautela considerando gli aspetti socioeconomici della popolazione interessata, le caratteristiche del sito e dei rischi che si corrono, senza peraltro trascurare eventuali collegamenti al mercato cui le stime si riferiscono. Nel caso specifico, l'espressione generalmente impiegata per trasferire la *WTP* è la seguente:

$$WTP_{ijP} = WTP_{ijS} \cdot (Y_S / Y_P)^e \quad [57]$$

Dove *i* è il contaminante, *j* è l'effetto per la salute, *S* è il sito sul quale è stato effettuato lo studio primario, *P* è il sito in esame, *Y* è il reddito procapite, *e* è l'elasticità del reddito rispetto alla *WTP*.

Per il trasferimento della WTP_{ijS} si può ricorrere alla stima di un singolo studio primario o alla media di diversi studi primari o alla meta-analisi (Brouwer e Spainincks, 1999).

Indipendentemente dal metodo (preferenze rivelate o dichiarate) impiegato per stimare il valore attribuito alla prevenzione di un evento mortale e non mortale, probabilisticamente inteso, è necessario prestare una particolare attenzione ai fattori che influenzano la disponibilità a pagare degli individui per ridurre i rischi per la salute. Di seguito viene proposto un breve elenco dei fattori che diventano utili nella stima dei rischi ambientali:

1) Reddito. Il *VSL* è fortemente condizionato dal livello di reddito e ciò si traduce in *VSL* decisamente più bassi nei paesi in via di sviluppo rispetto a quelli svi-

⁵⁴ Al tempo libero si attribuisce in genere un valore pari a 1/2 o 1/3 del salario.

⁵⁵ Si tratta dei costi in termini di tempo e di stress emotivi affrontati dagli individui che vivono intorno alle persone malate.

luppato. Questa situazione è giustificata da differenze legate a fattori culturali e alle caratteristiche del mercato del lavoro, dove il rischio è fortemente condizionato dallo sviluppo economico. In generale, nei paesi con basso livello di reddito pro-capite la sicurezza è un bene normale e quindi la sua domanda è destinata ad aumentare più che proporzionalmente con lo sviluppo economico. La conoscenza del reddito è inoltre indispensabile nei procedimenti di *benefit transfer* per adeguare il potere di acquisto della popolazione oggetto di indagine con quello delle popolazioni degli studi di riferimento.

- 2) Età. Nel passato si sosteneva che il *VSL* diminuiva con l'età. Infatti, il rischio di mortalità o morbilità sembra più elevato negli individui anziani le cui aspettative di vita sono tuttavia minori rispetto agli individui giovani. Recentemente, si è invece evidenziato una relazione a U rovesciata tra *VSL* ed età (Johansson, 2002).
- 3) Stato di salute. La *WTP* è direttamente correlata con lo stato di salute dell'individuo a rischio. In altre parole, gli individui che si trovano in cattivo stato di salute tendono ad evidenziare una *WTP* inferiore rispetto a quelli in buona salute. D'altra parte questo risultato non può essere generalizzato perché fortemente condizionato dagli effetti per la salute e dai contaminanti. Infatti, altri studi non hanno evidenziato alcuna relazione tra *WTP* ed età nel caso di effetti cancerogeni (Krupnick e Alberini, 2000). Pertanto appare opportuno considerare questa relazione con estrema cautela.
- 4) Differenze socioculturali. L'analisi delle differenze socioculturali può essere di aiuto nella valutazione della *WTP* per la riduzione dei rischi per la salute. Tuttavia, le valutazioni empiriche non hanno evidenziato una relazione significativa di queste variabili (Pearce, 2000) con l'eccezione delle valutazioni effettuate tramite il salario edonico dove vi potrebbe essere una relazione tra alcuni fattori sociali e la retribuzione (Viscusi, 2003).
- 5) Tempo. I rischi ambientali sono spesso associati ad effetti cronici o latenti e cumulati che hanno inevitabilmente delle ripercussioni sulle generazioni future. Il problema intergenerazionale diventa particolarmente significativo in fenomeni come il rischio della contaminazione nucleare, di inquinamento da scariche abusive o da depositi di sostanze tossiche, ecc., e alcuni autori suggeriscono che il *VSL* non dovrebbe essere scontato (saggio di sconto pari a zero). Alternativamente, è possibile valutare il *VSL* delle generazioni future adottando un saggio sociale di sconto di tipo digressivo come illustrato nel paragrafo 5.5.

Vengono infine riportate alcune stime del *VSL* e del valore statistico dell'infortunio usando il metodo del salario edonico (Tabella 4.12 e Tabella 4.13) e del *VSL* usando il metodo del prezzo edonico (Tabella 4.14).

Tabella 4.12 - Alcuni di studi sul mercato del lavoro e valore statistico della vita

| Autori e anno | Campione | Rischio mortalità | Rischio infortunio | Reddito medio (2000 US\$) | Valore statistico della vita (mln 2000 US\$) |
|---|--|--------------------------|---------------------------|----------------------------------|---|
| Moore e Viscusi, (1990) – USA | Panel studio sul reddito, 1982 | 0,0001 | No | 24.611 | 20,8 |
| Kniesner e Leeth, 1991 – USA | Statistiche sulla popolazione, 1978 | 0,0004 | Si | 33.627 | 0,7 |
| Gegax, Gerking e Schulze 1991 - USA | Indagine postale degli autori, 1984 | 0,0009 | No | 41.391 | 2,1 |
| Leigh, 1991 - USA | Indagine qualità lavoro - annate varie | 0,000134 | No | 32.961 | 7,1 - 15,3 |
| Berger e Gabriel, 1991 – USA | Censimento USA, 1980 | 0,00008-0,000097 | No | 46.865 | 8,6 - 10,9 |
| Leigh, 1995 USA | Panel studio sul reddito 1981 | 0,00011-0,00013 | No | 29.587 | 8,1-16,8 |
| Dorman e Hagstrom, 1998 | Panel studio sul reddito 1982 | 0,000123-0,0001639 | Si | 32.243 | 8,7-20,3 |
| Lott e Manning, 2000 – USA | Statistiche sulla popolazione, 1971 e 1985 | n.d. | No | 30.245 | 1,5 - 3,0 |
| Sandy e Elliott 1996 – UK | Indagine sui cambiamenti sociali | 0,000045 | No | 16.143 | 5,2 - 69,4 |
| Miller, Mulvey e Norris, 1997 – Australia | Censimento della popolazione, 1991 | 0,000068 | No | 27.177 | 11,3-19,1 |
| Siebert e Wei, 1998 - Honk Kong | Censimento popolazione di Honk Kong | 0,000139 | No | 11.668 | 1,7 |
| Liu e Hammitt, 1998 – Taiwan | Indagine dell'autore su settore petrolchimico | 0,000513 | Si | 18.483 | 0,7 |
| Meng e Smith, 1999 – Canada | Indagine sul mercato del lavoro, 1986 | 0,00018 | Si | 19.962 | 5,1-5,3 |
| Shanmugam, 2000 - India | Indagine sui "colletti blu" settore manifatturiero, 1990 | 0,000104 | Si | 778 | 1,0,1,4 |
| Baranzini, Ferro e Luzzi, 2001 – Svizzera | Indagine sulle forze lavoro in Svizzera, 1995 | 0,000059, 0,000064 | No | 47.400 | 6,3,8,6 |

Fonte: Viscusi e Aldy, 2003

Tabella 4.13 - Alcuni di studi sul mercato del lavoro e valore statistico dell'infortunio

| Autori e anno | Campione | Rischio di infortunio | Rischio di mortalità | Reddito medio (2000 US\$) | Valore dell'infortunio statistico (2000 US\$) |
|---------------------------------------|---|---------------------------------------|-----------------------------|--|---|
| Leigh e Folsom, 1984 – USA | Panel di studio sul reddito 1974; Indagine qualità impiego 1977 | 0,074 - 0,066 | Si | 29.038 - 36.946 | 99.431-114.663 |
| Viscusi e O'Connor, 1984 – USA | Indagine settore chimico, 1982 | 0,1 | No | 37.642 | 17.707-22.773 |
| Viscusi e Moore, 1987 – USA | Indagine qualità impiego, 1977 | 0,038 - 0,097 | No | 43.503 | 70.650 infortunio per giorno perduto; 27.950 per perdite non pecuniarie per giorno perduto; 45.400 per infortunio |
| Biddle e Zarkin, 1988 – USA | Indagine qualità impiego, 1977 | 0,037 | No | 42.170 | 155.582 (WTP) e 168.603 (WTA) |
| Garen, 1988 - USA | Panel sul reddito 1981-1982 | n.d. | Si | 29.865 | 26.953 |
| Moore e Viscusi, 1988 – USA | Indagine sulla qualità dell'impiego 1977 | 0.047 | Si | 31.092 | 36.818, 48.349 |
| Hersch e Viscusi, 1990 – USA | indagine degli autori | 0.059 | No | 21.897 | 72.429 (intero campione); 39.468 (fumatori); 118.277 (cinture sicurezza) |
| Viscusi e Hersh, 2001 – USA | Spese medica nazionale, 1987 | 0.042 (fumatori), 0.49 (non fumatori) | No | 31.651 (fumatori); 28.316 (non fumatori) | 47.476-59.144 (fumatori); 20.755 - 31.028 (non fumatori) |
| Lanoie, Pedro e Latour, 1995 – Canada | Indagine dell'auto-re | 0,099 | Si | 40.739 | 8.148 |
| Shanmugam, 2001 – India | Indagine dell'autore su "colletti blu" industria manifatturiera, 1990 | 0,0729 | Si | 778 | 350 |

Fonte: Viscusi e Aldy, 2003

Tabella 4.14 - Alcuni di studi sul mercato dei beni di consumo e valore statistico della vita

| Autori e anno | Natura del rischio | Valore monetario (2000 US\$) | Reddito medio (mln 2000 US\$) | VSL (mln 2000 US\$) |
|----------------------------------|--|--|--------------------------------------|---|
| Blomquist (1979) | Rischi di morte in auto, 1972 | Stima tempi, costi e disutilità delle cinture di sicurezza | 38.395 | 1,0 |
| Dardis (1980) | Rischio senza rilevatori di incendio (1974-1979) | Prezzo di acquisto e costo manutenzione | n.d. | 0,8 |
| Portney (1981) | rischio mortalità da inquinamento dell'aria | valori immobiliari nella contea di Allegheny PA | n.d. | 1,0 |
| Ippolito e Ippolito (1984) | rischio da fumo di sigarette | Costo per acquisire l'informazione | n.d. | 0,9 |
| Garbacz (1989) | rischio di incendio senza rilevatori di fumo (1968-1985) | prezzo rivelatori di fumo | n.d. | 2,6 |
| Atkinson e Halvorson (1990) | rischio di incidente automobilistico | prezzo nuove automobili | n.d. | 5,1 |
| Carlin e Sandy (1991) | Rischio mortalità senza seggiolino per bambini, 1985 | prezzo seggiolino e tempo per mettere i bambini | 24.737 | 0,8 |
| Dreyfus e Viscusi (1995) | Sicurezza automobili, 1988 | Prezzo automobili | n.d. | 3,8-5,4 |
| Blomquist, Miller e Levy (1996) | Rischio mortalità delle cinture di sicurezza, seggiolini per bambini e caschi per moto | Costi, tempi e disutilità dei sistemi di sicurezza | n.d. | 1,7-9,9 |
| Gayer, Hamilton e Viscusi (2000) | Rischio di cancro | Valori immobiliari (Grand Rapids, MI) | n.d. | 3,2-3,7 (4,3-5,0)* |
| Jenkins, Owens e Wiggins (2001) | Rischio mortalità caschi biciclette, 1997 | Prezzo caschi biciclette | n.d. | 1,4-2,9 (età 5-9) 1,2-2,8 (età 10-14) 2,1-4,3 (età 20-59) |

Fonte: Viscusi e Aldy, 2003

5. LE DIMENSIONI DEL DANNO

5.1 Introduzione

I capitoli precedenti hanno evidenziato che i beni e servizi erogati dalle risorse ambientali producono utilità multiple per gli individui, sia di tipo pubblico che privato, riassumibili nella nozione di valore economico totale. Tale valore esprime l'utilità ricavata dagli individui per uso diretto di tali risorse (ad esempio, funzioni paesaggistico-ricreative), per fruizione indiretta (ad esempio, servizi essenziali per altri habitat o di supporto alla vita di talune specie) o legata a componenti di tipo passivo attribuite dagli individui (ad esempio, servizi di natura storico-culturale, scientifica o puramente intrinseci alla risorsa in sé). Seguendo un profilo antropocentrico (Howe, 1990), dunque, un danno ambientale può essere valutato misurando la diminuzione di benessere sofferta dagli individui in conseguenza dell'evento avverso che ha colpito una determinata risorsa ambientale. In particolare, la quantificazione del risarcimento del danno ambientale reclamabile ai sensi dell'art.18 della Legge 349/86, dovrà arrivare ad una misura monetaria della perdita di benessere sofferta dagli individui e dovuta all'interruzione o alla diminuzione dell'offerta di beni e servizi aventi natura di tipo squisitamente pubblico.

L'intero processo valutativo deve, dunque, partire dalla constatazione che gli effetti pubblici di un illecito che danneggia una risorsa ambientale sono di natura *molteplice e complessa*.

Una chiave per tenere conto di tale molteplicità consiste in una corretta identificazione della cosiddetta *scala del danno*, già in sede di identificazione fisica degli effetti dell'illecito, tenendo in considerazione anche le ripercussioni sulla scala stessa di interventi di mitigazione o di ripristino da parte dell'uomo. L'illecito ambientale può essere, infatti, quantificato in termini fisici e successivamente valutato prendendo in considerazione tre dimensioni, peraltro interrelate: i) quella *geografica*, che permette di delimitare sul piano spaziale le diverse aree e funzioni danneggiate; ii) quella *sociale*, che consente di identificare le diverse categorie di individui direttamente o indirettamente colpiti e che soffrono apprezzabili perdite di benessere; e iii) quella *temporale* che valuta l'estensione temporale dei diversi effetti, transitori o permanenti.

Contestualmente alla definizione della scala del danno sono identificati gli effetti di rilevanza pubblica dell'illecito ambientale, definite, ai fini della loro valutazione, *componenti del danno*. Tali componenti possono essere valutate separatamente e adottando per ciascuna di esse il metodo di valutazione più appropriato, pur tenendo conto di eventuali interdipendenze che possono generare errori da doppio conteggio o sottostime. Ai fini della stima del risarcimento, andranno ovviamente considerati anche gli eventuali costi sostenuti dal pubblico per mitigare e/o ripristinare la risorsa danneggiata.

Nei due prossimi paragrafi verranno sviluppate alcune considerazioni di approfondimento, soprattutto in chiave valutativa, relative alla dimensione temporale e a quella spaziale, con particolare riferimento alle modalità di manifestazione degli effetti dell'evento dannoso (danni diretti e danni indiretti ed effetti di accumulo).

Negli ultimi due paragrafi, infine, viene declinata in chiave più concreta la definizione di risarcimento per danno ambientale, ottenuta per aggregazione di tutte

le componenti di danno stimate e riferite ad uno stesso momento, ricorrendo a procedure di attualizzazione o di posticipazione di valori riferiti a momenti temporali diversi, sulla base di opportuni saggi di sconto sociale. Su tale definizione si fonda la procedura operativa di stima proposta nei capitoli successivi.

È comunque importante sottolineare che, nel processo di valutazione di risarcimento del danno basato sulla identificazione di tutte le sue molteplici componenti aventi natura pubblica, non va trascurata l'applicazione di un *principio di parsimonia*, che suggerisce di limitare la valutazione alle sole componenti rilevanti, cioè non trascurabili in quanto apprezzate in modo significativo e/o abbastanza generalizzato dalla collettività nel momento in cui il danno emerge (Howe, 1990; Pearce, 1996). In questa direzione sembra peraltro orientata anche la giurisprudenza internazionale, nel momento in cui fa riferimento ad effetti misurabili 'al di sopra di una determinata soglia' di variazione minima (Boyd, 2000; Clarke, 2000; McKenna, 1996; Commissione Europea, 2001; Parlamento Europeo, 2004).

Da ultimo, come accennato nel terzo capitolo, va richiamato come la corretta identificazione e valutazione degli effetti di un evento dannoso che abbia colpito l'ambiente implichi l'applicazione del principio con/senza evento, piuttosto che di quello ante/post¹. Secondo tale principio gli effetti vengono identificati e misurati nella loro pienezza come differenza tra la situazione in presenza del danno e quella che si sarebbe verificata se esso non fosse avvenuto (la cosiddetta *baseline*²). In particolare, l'approccio con/senza evento permette di:

- a) tenere conto dell'evoluzione del sistema in assenza del danno, evitando di imputare all'evento dannoso modificazioni che sarebbero comunque avvenute. Le modificazioni di alcuni fattori potrebbero, infatti, essere già in atto nel momento in cui si verifica l'evento e, dunque, da esso indipendenti. In generale, questo può essere pienamente accertato solo in presenza di un sistema di monitoraggio ambientale continuo, prolungato nel tempo ed indipendente dall'evento (Cochrane, 1993);
- b) non tenere conto degli effetti che, paradossalmente, potrebbero rappresentare delle opportunità per alcuni dei soggetti colpiti. Questi vantaggi non vanno considerati nella valutazione del risarcimento del danno come elementi di mitigazione (il che accadrebbe seguendo un approccio 'ante/post'), perché non legati direttamente dalle azioni del danneggiante, quanto dall'abilità di alcuni dei soggetti danneggiati nel cogliere le opportunità di tipo privato che l'evento dannoso potrebbe creare.

Ad esempio, nel caso delle componenti pubbliche l'approccio permette una più corretta quantificazione degli effetti dell'inquinamento idrico, che potrebbero riguardare tutti quelli non immediatamente osservabili, in quanto manifestatisi su un orizzonte di più lungo periodo o come effetto cumulativo che porti ad esempio, a superare la capacità di assorbimento o di autodepurazione del sistema fluviale.

¹ L'approccio 'con-senza' è quello cui si ispira la stessa analisi Benefici-Costi nella valutazione degli investimenti pubblici. Si veda, ad esempio, Pennisi, 1985.

² Non va peraltro taciuto che la piena identificazione della *baseline*, possa porre dei rilevanti problemi di natura operativa, soprattutto in assenza di un sistema di monitoraggio del territorio che permetta di conoscere le reali condizioni della risorsa danneggiata prima dell'evento avverso.

5.2 Il profilo temporale del danno

La valutazione del danno ambientale presuppone l'individuazione del suo andamento nel tempo. Spesso, infatti, il flusso di disutilità non è istantaneo, ma si manifesta con modalità ed intensità differenti in un arco temporale assai lungo (Howe, 1990; Ofiara, 2002; Boyd, 2001). L'articolazione nel tempo del danno dipende strettamente dalla tipologia ed entità dell'evento e, più in particolare, dalla reversibilità degli effetti negativi e dalla ripristinabilità del bene danneggiato.

La reversibilità del danno è sicuramente uno degli aspetti più importanti nella valutazione degli effetti sull'ambiente: essa si riferisce alla possibilità concreta di ristabilire, in modo stabile e definitivo, le condizioni esistenti prima dell'evento avverso. La reversibilità degli effetti negativi è essenzialmente dovuta alla capacità dell'ecosistema danneggiato di attivare dei meccanismi di reazione fisici, chimici, biologici, ed ecologici che annullano gli effetti provocati dall'evento avverso. Tale capacità, definita anche resilienza, dipende significativamente dall'entità e pervasività del danno e dalla fragilità dell'ecosistema danneggiato. In alcuni casi l'ecosistema è in grado di assorbire rapidamente le modificazioni patite con il danno; in altri il ristabilimento delle condizioni iniziali appare difficoltoso, se non addirittura impossibile, come nel caso dell'estinzione di una specie. In altri casi, la reversibilità è solo parziale ed interessa solo alcune componenti del danno, in particolare quelle legate al ripristino delle attività produttive o patrimoniali danneggiate, ma non riguarda quelle legate agli aspetti ecologici.

La ripristinabilità (riparabilità) dipende, invece, dalla possibilità di intervenire direttamente per ristabilire le condizioni del bene danneggiato esistenti prima dell'evento avverso; tale possibilità dipende dunque dalle caratteristiche del bene stesso, dal tipo di danno e dalle tecnologie disponibili. Si possono, infatti, avere interventi di ripristino di varia natura: in caso di sversamento di contaminanti organici quali benzene, oli combustibili, catrame, solventi aromatici, metalli pesanti o simili si ricorre a trattamenti di tipo biologico, oltre che all'eventuale conferimento in discarica; in caso di deturpazione del paesaggio dovuta a cave, incendi o disboscamenti, si ricorre ad interventi di sistemazione del suolo, piantumazioni o ad altre tecniche d'ingegneria naturalistica (Rocco e Pin, 2000; Danovaro, 2001; Carbonari e Mezzanotte, 2000).

Quando il comportamento illecito che danneggia l'ambiente viene immediatamente identificato, interrotto ed i danni riparati, il profilo temporale non ha gran rilevanza ai fini della valutazione. Ad esempio, se uno sversamento di gasolio su un corso d'acqua viene rapidamente riconosciuto, circoscritto e risolto con la pulizia degli argini e con la depurazione delle acque contaminate, la dimensione temporale può essere ritenuta irrilevante e può essere trascurata. Se, al contrario, il danno ambientale deriva da comportamenti protratti nel tempo e/o si estende a lungo dopo il suo accertamento, allora è necessario analizzare il suo andamento nel tempo.

L'inclusione della dimensione temporale nella valutazione del danno ambientale presuppone la definizione di un opportuno orizzonte capace di comprendere tutti i fenomeni connessi con il danno medesimo. Tale orizzonte temporale origina dall'avvio dell'illecito e, se il danno è pienamente reversibile e/o riparabile, termina nel momento in cui il bene danneggiato riacquisisce l'assetto originario (*baseline*). Se, invece, il danno genera dei mancati benefici o dei costi permanenti, l'orizzonte temporale è indefinito.

All'interno dell'orizzonte temporale appena individuato è possibile distinguere due fasi distinte: la fase transitoria e, eventualmente, quella permanente. La fase transitoria si origina con il comportamento illecito, comprende l'accertamento e si protrae fino al completo ripristino dell'ambiente danneggiato oppure alla stabilizzazione degli effetti irreversibili e non riparabili. La fase permanente, successiva a quella transitoria, è presente se vi sono componenti del danno irreversibili ed è caratterizzata da effetti stabili e costanti.

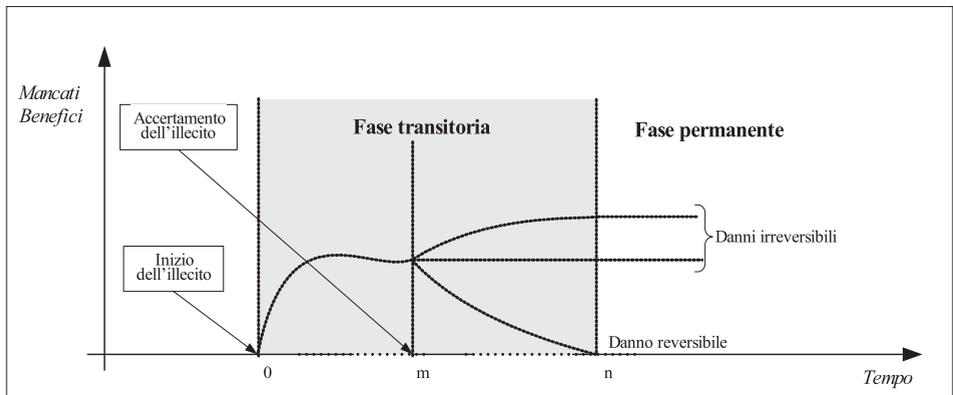


Figura 5.1 - L'andamento dei mancati benefici pubblici nel tempo

La Figura 5.1 schematizza alcuni andamenti nel tempo, puramente indicativi, dei mancati benefici pubblici patiti in seguito ad un ipotetico danno ambientale. La fase transitoria iniziale è dominata dagli eventi precedenti e immediatamente successivi all'accertamento dell'illecito ed è caratterizzata dalla variazione nel tempo degli effetti. Queste fluttuazioni sono dovute a vari fattori: il progressivo diffondersi dei danni, la resilienza dell'ecosistema alle perturbazioni, l'adozione di eventuali misure difensive e l'avvio del ripristino.

Nella fase transitoria si distingue un periodo iniziale, compreso tra l'avvio dell'illecito ed il suo accertamento, e un secondo periodo in cui si attuano le misure di mitigazione e/o ripristino ambientale. Nel periodo iniziale ($0 \rightarrow m$), l'entità del danno tende ad aumentare in ragione dell'intensità e modalità con cui si manifesta l'illecito e delle peculiarità del bene danneggiato. In questa fase, il danneggiante sfrutta l'ambiente e ne trae un vantaggio in termini di profitto indebito. Durante questa prima fase possono essere sostenute delle spese difensive per limitare gli effetti di un fenomeno la cui origine, o natura illecita, non è stata ancora pienamente accertata. Si pensi, ad esempio alle spese di depurazione dell'acqua atinta da un pozzo contaminato sostenute prima che la causa dell'inquinamento sia individuata ed il responsabile perseguito.

Dopo l'accertamento e sospensione dell'illecito ($m \rightarrow n$), si mettono in atto le misure che dovrebbero attenuare la gravità del danno fino al completo ristabilimento delle condizioni iniziali (danno reversibile). Spesso, è possibile solo un recupero parziale (danni parzialmente reversibili).

L'adozione di misure di mitigazione e di ripristino genera un flusso di costi a carico della collettività, il cui andamento può essere rappresentato schematicamente dalla Figura 5.2 e che comprende:

- 1) le spese difensive (comprehensive dei costi di primo intervento e messa in sicurezza³);
- 2) i costi di ripristino.

Se il danno è completamente reversibile o ripristinabile, i costi di ripristino e le spese difensive si esauriscono con la fase transitoria.

L'avvio del ripristino presuppone anche la valutazione della sua convenienza e la scelta del metodo più opportuno. Il ripristino, infatti, può essere eseguito mediante soluzioni diverse per costo e prestazioni. Vi possono essere dei casi in cui il ripristino, pur tecnicamente possibile, presenta dei costi proibitivi rispetto ai benefici ottenibili. La valutazione economica del ripristino è una fase essenziale della procedura di valutazione del risarcimento per danno all'ambiente e, normalmente, prende in considerazione tre possibilità (Parlamento Europeo, 2004; Commissione Europea, 2001):

- 1) il ripristino totale;
- 2) il ripristino parziale;
- 3) il non ripristino.

Le tecniche di valutazione più adatte a supportare le scelte di ripristino sono sicuramente l'analisi costi-efficacia e costi-benefici (vedi paragrafo 6.3 per dettagli). La scelta dell'entità del ripristino ha ovvie ripercussioni sul profilo temporale del danno. Il ripristino totale circoscrive, in linea di principio, il danno alla fase temporanea, mentre quello parziale può essere accompagnato da effetti permanenti.

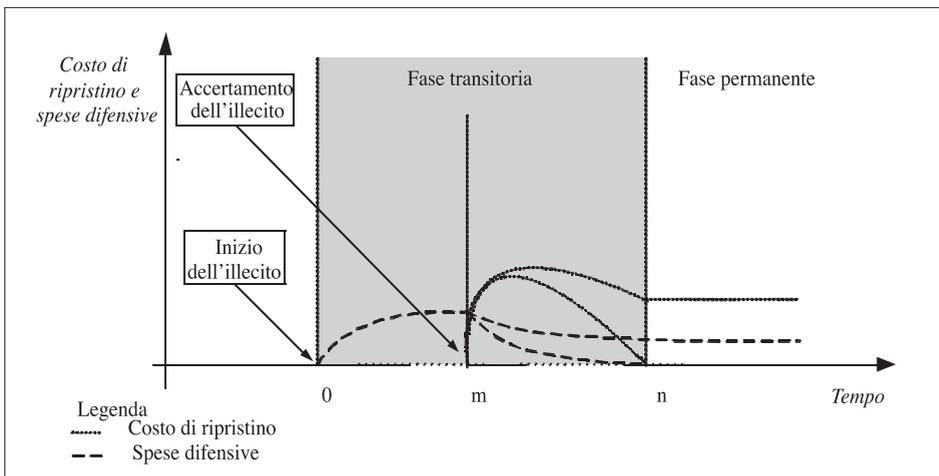


Figura 5.2 - L'andamento dei costi di ripristino e delle spese difensive nel tempo

Come già ricordato in precedenza la fase transitoria termina quando il danno, i costi di ripristino e difensivi si esauriscono, oppure quando questi si stabilizzano nel tempo.

Quando la perdita di benessere o i costi generati dall'illecito diventano permanenti e stabili allora è necessario considerare anche una fase permanente. La fase per-

³ Nella letteratura in materia di valutazione del risarcimento per danno all'ambiente solitamente si conviene di ricomprendere in questa categoria anche le spese di valutazione e monitoraggio sostenute dalla collettività purché 'ragionevoli' (Ofiara, 2002; Commissione Europea, 2001).

manente, successiva a quella transitoria, è caratterizzata dal raggiungimento di una nuova situazione di equilibrio, che si mantiene stabile nel tempo. Talvolta, infatti, i danni all'ambiente non possono essere riparati completamente. Oppure, gli effetti iniziali continuano a propagarsi nell'ambiente e ne peggiorano la qualità anche dopo la sospensione dell'evento avverso e la messa in atto delle azioni di ripristino possibili. Quando il nuovo equilibrio non coincide con quello precedente, il danno è irreversibile. In quest'ultimo caso, si osservano dei danni permanenti che vanno aggiunti a quelli transitori. Talvolta, gli interventi di ripristino e le spese difensive non si esauriscono nella fase transitoria, ma devono essere prolungati nel tempo. In questo caso, si parla più propriamente, di costi ambientali permanenti prodotti dall'evento avverso.

La durata della fase transitoria varia in funzione dei tempi di esposizione, manifestazione, accertamento e sospensione dell'azione dannosa nonché dei tempi necessari all'eventuale ripristino e/o mitigazione del danno.

La precedente disamina del profilo temporale del danno ambientale è utile anche all'individuazione degli elementi da considerare nella sua valutazione. In particolare, chiarito che il profilo temporale del danno è strettamente legato alla sua reversibilità ed alla possibilità di porre in atto azioni di ripristino, è possibile realizzare una classificazione utile all'individuazione delle successive procedure di stima da adottare.

In altre parole, rispetto alla reversibilità del danno ed alla ripristinabilità del bene colpito, si possono osservare diverse situazioni (Tabella 5.1), che richiamano precisi elementi da valutare.

Tabella 5.1 - Reversibilità del danno, ripristinabilità del bene ed elementi da valutare

| | | Bene ambientale | |
|-------|---------------|---|--|
| | | Ripristinabile | Non ripristinabile |
| Danno | Reversibile | (1) Difesa transitoria dal danno Interventi di ripristino Surrogazione transitoria dei benefici perduti Mancati benefici transitori non surrogabili | (2) Difesa transitoria dal danno Surrogazione transitoria dei benefici perduti Mancati benefici transitori non surrogabili |
| | Irreversibile | (3) Difesa transitoria dal danno Interventi di ripristino Surrogazione transitoria dei benefici perduti Mancati benefici transitori non surrogabili | (4) Difesa transitoria e permanente dal danno Surrogazione transitoria e permanente dei benefici perduti Mancati benefici transitori e permanenti non surrogabili |

Il primo caso (1) riguarda un danno reversibile il cui recupero può essere favorito da opportuni interventi di ripristino. In questo caso la stima del danno deve prendere in considerazione le azioni poste in atto per minimizzare gli effetti del danno, quelle per sostituire i beni e servizi colpiti, gli interventi di ripristino ed i benefici pubblici perduti durante il periodo transitorio. Ad esempio, uno sversamento di liquame organico in un corpo idrico utilizzato a scopi potabili pubblici può essere facilmente metabolizzato dall'ecosistema ed il recupero può essere favorito da interventi di ripulitura. In questo caso, il danno è stimato a partire dal-

l'intervento di disinfezione delle acque attinte (spese difensive), dal temporaneo approvvigionamento da fonti alternative (costo di surrogazione), dalla ripulitura (costo di ripristino) e dalla valutazione di ogni altro eventuale disagio temporaneamente sofferto dagli utenti (mancati benefici transitori non surrogabili).

Nel secondo caso (2) il danno è reversibile, ma non sono possibili, per ragioni tecnico-economiche, interventi di ripristino. In questo caso, il danno è commisurato alle azioni difensive ed ai mancati benefici sofferti nel periodo transitorio. Ad esempio, uno sversamento di modesta entità di un pesticida in un fiume può essere facilmente diluito e degradato dal corpo idrico e non è possibile alcun intervento di bonifica. In questo caso il danno è pari al costo sostenuto per arginare la diffusione dell'inquinante (spese difensive), al temporaneo spostamento in altri siti delle attività ricreative (costo di surrogazione) ed agli altri disagi temporaneamente sofferti dagli utenti (mancati benefici transitori non surrogabili).

La terza fattispecie (3) è identificata da un danno irreversibile ma riparabile. Questa eventualità è frequente, quando vengono colpiti beni ambientali particolarmente fragili (poco resilienti) ma facilmente ripristinabili. In questo caso gli effetti da prendere in considerazione sono analoghi a quelle della prima fattispecie: azioni di difesa, ripristino, surrogazione e benefici temporaneamente perduti. Ad esempio, si ipotizzi lo scarico abusivo di inerti in una zona umida facilmente ripristinabile con la rimozione del materiale abbandonato. In questo caso il danno è commisurato alle azioni difensive messe in atto durante lo scarico per polveri sospese e rumori, al ripristino dei luoghi, alla surrogazione con altri siti durante la fase temporanea ed alla deturpazione paesaggistica transitoria.

Il quarto caso (4), infine, è caratterizzato dalla irreversibilità del danno e dall'assenza di azioni di ripristino. Questa situazione si riscontra nel caso di beni ambientali unici e irriproducibili e solo parzialmente surrogabili; oppure, quando l'azione illecita trasforma irreversibilmente un certo ambiente. Il danno è commisurato alle spese difensive, al costo dell'eventuale surrogazione ed ai mancati benefici, transitori e permanenti. È il caso dello sbancamento di un pendio per farne una cava abusiva. Il risarcimento del danno è stimato a partire dalle opere di mascheramento della cava e di consolidamento del versante (spese difensive), dai beni e servizi pubblici (aree verdi, giardini, ecc.) eventualmente richiesti a compensazione del danno creato (costo di surrogazione) e dalla perdita di benessere da parte degli individui e dovuta alla deturpazione patita durante il periodo transitorio (deturpazione grave) e permanente (deturpazione mitigata dalle opere surroganti) commisurabile, ad esempio, al deprezzamento degli immobili circostanti la cava.

In definitiva, quale che sia la reversibilità del danno e la ripristinabilità del bene danneggiato, vi sono alcune componenti che vanno sempre considerate: le azioni difensive, la surrogazione e la perdita dei benefici transitori. Al contrario, il ripristino va preso in considerazione solo se il danno è riparabile (fattispecie 1 e 3) da specifici interventi. Le azioni difensive permanenti, la surrogazione ed i mancati benefici permanenti si considerano solo se il danno è irreversibile e ed il bene danneggiato non riparabile (4). Tali fattispecie, in ogni caso, rappresentano delle situazioni limite e semplificate, utili a chiarire le varie modalità di approccio secondo il tipo bene o servizio colpito. Nel concreto, ovviamente, la situazione è più sfuocata e va analizzata prendendo in esame tutte le singole funzioni svolte dalla risorsa ambientale e compromesse dal danno, come sarà meglio spiegato nel corso del capitolo successivo.

A conclusione della disamina del profilo temporale del danno ambientale è utile porre in relazione le varie componenti finora individuate con i principali metodi di stima descritti nel capitolo precedente. La Tabella 5.2 riporta una sintetica indicazione degli approcci concretamente utilizzabili a seconda della componente da valutare.

Tabella 5.2 - Componenti del danno e metodi di valutazione

| Metodi di valutazione | Effetti del danno | | | | | |
|-------------------------------------|-------------------|------------|--------------|------------------|----------------|---|
| | Azioni | | | Mancati benefici | | |
| | Difensive | Ripristino | Surrogazione | Transitori | Permanenti | |
| Valore di uso | | | | Valore di uso | Valori passivi | |
| Costo sostenuto per spese difensive | X | | | x | x | |
| Costo di ripristino | | X | | x' | x' | |
| Costo di surrogazione | | | X | x | x | |
| Prezzi di mercato | | | | x/X | x/X | |
| Prezzi edonici | | | | x/X | x/X | |
| Costo di viaggio | | | | x/X | x/X | |
| Valutazione contingente | | | | x | x | X |
| <i>Conjoint choice analysis</i> | | | | x | x | X |

Legenda:

X = metodo più appropriato (*first best solution*)

x = metodo applicabile (*second best solution*)

x/X = l'impiego del metodo dipende dal tipo di risorsa danneggiata e/o dalla funzione compromessa

x' = metodo suggerito nel caso di ripristino obbligatorio a norma di legge.

I metodi di valutazione concretamente utilizzabili per valutare i vari elementi che concorrono a definire il risarcimento per danno ambientale, si possono distinguere in funzione di due principali famiglie: quelli basati essenzialmente sulla nozione di costo e quelli volti a misurare una perdita di benessere. I primi, appartenenti alla categoria delle preferenze imputate, sono prioritariamente impiegati per valutare il corrispondente monetario di azioni attuate in seguito al danno come le spese di difensive, il ripristino e le surrogazioni. In secondo ordine possono essere utilizzati anche per valutare mancati benefici, qualora mirino a cogliere il costo opportunità di una certa risorsa legata essenzialmente all'uso (Merlo, 1990) o siano espressamente previsti da norme di legge (Parlamento Europeo, 2004). Questi metodi possono fornire una accettabile misura del risarcimento quando la risorsa danneggiata è rapidamente ripristinabile.

I secondi mirano, invece, a cogliere la misura monetaria della perdita di benessere prodotta dal danno e sono utilizzati quando l'ammontare dei mancati benefici è rilevante e protratto nel tempo e quando sono significativi i valori di non-uso perduti; in altre parole quando il danno è irreversibile e le azioni di ripristino e difesa inefficaci.

Naturalmente questa classificazione è puramente indicativa e basata, oltre che sul-

la capacità dei metodi di cogliere di volta in volta il valore cercato, anche sul costo della valutazione e sulla 'robustezza' delle stime prodotte. È infatti evidente che anche i metodi basati sulle preferenze dichiarate potrebbero essere utilizzati per valutare dei costi, ad esempio intervistando i produttori. Tuttavia, si ritiene di sconsigliare tale impiego in quanto costoso e poco preciso rispetto alla stima del costo per via analitica.

5.3 Danni diretti e indiretti

Un evento avverso che colpisce risorse ambientali può portare a danni diretti e indiretti o secondari a carico della collettività. In particolare, i danni diretti individuano gli effetti a carico di coloro che soffrono un'immediata perdita di benessere a causa delle risorse e delle funzioni ecologiche perdute o compromesse, mentre i danni indiretti o mediati si riferiscono alle risorse e funzioni ambientali alterate o compromesse in conseguenza dei meccanismi che legano tali risorse e funzioni a quelle direttamente danneggiate e che si riflettono, seppur in modo indiretto, in una diminuzione del benessere collettivo. Ancora, e con riferimento agli individui che soffrono una perdita di utilità in conseguenza di una riduzione o compromissione di beni e servizi pubblici prodotti dalle risorse danneggiate, si parlerà di danni indiretti quando sono interessate categorie di individui colpite in via riflessa dal danno.

Lo scopo di questo paragrafo, tuttavia, non è quello di proporre criteri atti a classificare in modo univoco tutte le componenti del danno, dirette e indirette, quanto di porre l'accento sulla possibile esistenza di danni indiretti, al fine di evitare il rischio di sottovalutare la dimensione complessiva del danno ambientale.

Ad esempio, lo sversamento di inquinanti in un lago pubblico potrebbe compromettere tutte le funzioni ricreative come la pesca sportiva, le gite in barca, le visite guidate, ecc., che rappresentano dei danni diretti. Anche eventuali effetti legati al peggioramento delle caratteristiche paesaggistiche, alla riduzione della biodiversità (semplificazione della fauna e della flora, ecc.), alla diminuzione della capacità di assimilazione dell'ecosistema lacustre e, più in generale, all'alterazione della limnologia del lago (BOD, COD, eutrofizzazione, ecc.) rappresentano dei danni diretti. Nel contempo, potrebbero essere alterate anche funzioni e attività con connotazione spiccatamente economica e produttiva (es. fornitura di acqua potabile, pesca professionale, turismo, navigazione commerciale, ecc.): questi danni diretti andranno reclamati in sede privatistica e non ai sensi dell'art. 18 L. 349/86. Per contro, eventuali metalli pesanti presenti negli inquinanti potrebbero accumularsi nel substrato, provocando la perdita della popolazione dei macroinvertebrati e, indirettamente e in modo ritardato rispetto all'immissione, dei pesci che basavano la propria alimentazione su questi organismi.

Si ipotizzi inoltre un illecito che provochi direttamente l'inquinamento delle acque di un fiume che, a loro volta, infiltrandosi nel terreno e nella falda inquinata, seppur con ritardo rispetto all'evento iniziale, un'area umida protetta situata in prossimità dell'estuario del fiume stesso. Gli effetti a carico dell'area umida si configurerebbero come componenti indirette del danno ed esse andrebbero valutate come variazioni di benessere sofferte dalla collettività in conseguenza delle risorse e funzioni alterate o compromesse dall'evento avverso.

Facendo riferimento ai soggetti direttamente e indirettamente colpiti anziché alle funzioni ambientali danneggiate, si può ipotizzare il caso di una palestra di roccia

utilizzata per scopi ricreativi e di allenamento da scalatori che, a loro volta, richiamano molti spettatori. In questo caso un evento avverso che compromette la parete rocciosa provoca effetti diretti sul benessere degli scalatori (danni diretti) e effetti indiretti su quello degli spettatori (danni indiretti): i primi devono rinunciare all'arrampicata, i secondi all'esibizione degli scalatori.

Tra i danni indiretti rientrano gli effetti a carico dei sistemi ecologici che si propagano nel tempo e nello spazio, in ragione dei complessi meccanismi che legano le componenti abiotiche e biotiche degli ecosistemi, dando luogo ad effetti ritardati e cumulati, anche di particolare gravità. L'individuazione esaustiva di tali effetti è resa tuttavia difficoltosa non solo dalla complessità delle relazioni ecosistemiche, ma anche dalle modalità e dai tempi con cui si manifestano taluni effetti secondari.

A tale proposito, un ampio corpo della letteratura si è recentemente occupato della stima di una particolare tipologia di danni indiretti noti come effetti cumulati (Smit e Spaling, 1995). Nella definizione di effetto cumulato si individuano almeno tre componenti: a) la fonte degli effetti cumulati, che può essere la medesima (eventi ripetuti) o diversa (eventi diversi); b) il processo di accumulazione, che può variare nello spazio e nel tempo; c) la tipologia degli effetti cumulati, che si differenzia in funzione di attributi spaziali e temporali. Sotto il profilo della valutazione, i fattori critici per individuare gli effetti cumulati possono essere le sinergie, le interrelazioni e *feedback*, i processi di accumulo nel tempo (es. concentrazione di metalli lungo la catena alimentare, ecc.), oppure fenomeni di saturazione o di superamento di livelli soglia compatibilmente con i tempi di recupero dell'ecosistema (Hundloe *et al.*, 1990). Independentemente dalle cause, gli effetti cumulati di un illecito ambientale dovrebbero essere seguiti nel tempo e nello spazio al fine di determinarne l'effetto complessivo e finale. La valutazione degli effetti cumulati può essere effettuata ricorrendo ad approcci analitici o di programmazione⁴.

Un caso emblematico di effetti cumulati è rappresentato dalla contaminazione ambientale da parte del DDT⁵, un composto organico di sintesi utilizzato come insetticida anche in Italia in grandi quantità finché non venne regolamentato e quindi bandito nel corso degli anni settanta. Il DDT è un composto particolarmente tossico per l'uomo e altamente persistente nell'ambiente; per la sua elevata solubilità nei grassi e oli viene facilmente accumulato e bioconcentrato negli organismi viventi lungo le catene alimentari. Questi processi si perpetuano per decenni in quanto il DDT viene successivamente degradato in due composti, DDD e DDE, che possiedono una tossicità considerata non inferiore a quella del prodotto originario. La bioconcentrazione lungo la catena alimentare ha, infatti, portato ad una progressiva amplificazione biologica degli effetti tossici con forti rischi anche per la salute dell'uomo.

Un altro esempio relativo a prodotti chimici nocivi riguarda i PCB⁶: si tratta di molecole organiche in grado di raggiungere l'organismo degli esseri viventi attraverso la catena alimentare che esplicano la loro tossicità prevalentemente a carico del sistema nervoso. Essi sono spesso concatenati a pericolose diossine, sono

⁴ Per una trattazione approfondita dei metodi di valutazione degli effetti cumulati si veda Smit e Spaling, 1995.

⁵ Come è noto, il DDT (dicloro-di-fenil-tricloroetano) è il capostipite degli insetticidi organici di sintesi.

⁶ I policlorobifenili (PCB) sono composti di sintesi clorurati, spesso usati nell'industria per fluidi-scambiatori di calore, trasformatori elettrici, additivi in vernici e plastica.

tossici per i pesci, ed influiscono sul sistema riproduttivo e immunitario in un gran numero di esseri viventi. Inoltre, si tratta di agenti cancerogeni in ambienti chiusi a causa del loro accumulo; in alte concentrazioni sono epatotossici. I PCB non evaporano e sono presenti nelle polveri. Da uno studio effettuato in Svezia (Von Bahr e Janson, 2004) sono stati calcolati i costi da sostenere, in assenza di un intervento legislativo restrittivo sull'uso di tali sostanze. Considerando i costi di bonifica di edifici e suolo quelli di avvio di programmi per evitare l'estinzione di alcune specie gravemente danneggiate (aquila di mare Codabianca), le spese difensive relative all'accertamento del danno, al trattamento dei rifiuti pericolosi, all'accertamento e monitoraggio degli effetti propagatisi lungo la catena alimentare, si è arrivati ad una stima complessiva di circa 35 milioni di euro.

Pur nella consapevolezza che i danni alle attività economiche e produttive assumono una connotazione privatistica e quindi non reclamabili ai sensi dell'art. 18 L. 349/1986, si ritiene opportuno accennare agli effetti diretti e indiretti su tali attività la cui identificazione può diventare utile per isolare eventuali componenti di natura pubblica o mista.

Nella valutazione dei danni diretti andranno considerati gli effetti sulle attività economico-produttive, ovvero la diminuzione o la sospensione (temporanea o permanente) del flusso dei beni e servizi prodotti qualora invocabili in sede di risarcimento ai fini dell'art. 18 L. 349/86. I danni indiretti a tali attività comprendono invece tutti gli effetti negativi sofferti dall'intera collettività e causati da modificazioni di attività o servizi legati indirettamente alla risorsa danneggiata. Nello specifico, gli effetti indiretti includono i danni a carico di settori economici che operano a monte e a valle rispetto all'attività direttamente colpita e sono tanto più rilevanti quanto più forte è il grado di integrazione del sistema economico colpito⁷.

Formalmente una stima corretta degli effetti deve includere tutti danni di natura pubblica, diretti e indiretti, purché questi siano non trascurabili sul piano economico. La stima dei danni indiretti è in genere più difficile rispetto a quella dei danni diretti, soprattutto quando l'effetto dell'evento avverso ha una ricaduta a cascata su molte attività e funzioni ecologiche e su di un territorio ampio. Un'utile base informativa per l'individuazione degli effetti diretti e indiretti e la loro misurazione può essere fornita dalle tavole input/output e dalla contabilità ambientale (vedi approfondimento 1 e 2 di questo capitolo).

In generale, la necessità di procedere o meno alla stima delle componenti indirette del danno dovrebbe essere valutata caso per caso e considerata con una particolare attenzione già nella fase preliminare, in relazione alla rilevanza dell'evento avverso e, comunque, deve sempre essere dimostrato il nesso causale con il danno ambientale occorso a seguito dell'illecito contestato.

5.4 Aggregazione delle componenti, stima del risarcimento e doppi conteggi

Una volta identificate e valutate le diverse componenti che concorrono alla definizione dell'ammontare del risarcimento del danno, secondo quanto illustrato nei

⁷ Nel caso di componenti indirette, la stima richiede l'impiego di metodologie di analisi più complesse e, talora, di difficile applicabilità in concreto, soprattutto su scala sub-nazionale (vedi approfondimenti 1 e 2 di questo capitolo). Per contro, quando la ricaduta dell'evento avverso è limitata nello spazio, inteso sia in termini geografici che di comparti colpiti, la valutazione del danno indiretto è, in generale, più agevole.

paragrafi precedenti, è necessario sommare algebricamente tali componenti. Come noto, per aggregare valori distribuiti nel tempo è necessario riportarli ad uno stesso istante, seguendo le procedure di matematica finanziaria, richiamate in appendice al capitolo, note come attualizzazione (quando si anticipino ad un determinato momento dei valori futuri rispetto ad esso) o posticipazione (quando si riportino ad un momento successivo delle somme riferite a periodi precedenti). Tale procedura richiede la scelta: i) del momento cui riportare tutti i valori; ii) di uno o più opportuni saggi di sconto con i quali effettuare le operazioni di attualizzazione e posticipazione.

La discussione relativa a questa ultima scelta, decisamente più delicata rispetto alla prima, sarà affrontata nel prossimo paragrafo.

Per quanto attiene l'identificazione del momento a cui riportare tutte le stime, si è scelto di fare riferimento al momento di accertamento e sospensione dell'illecito che ha provocato il danno ambientale, ovvero al momento m descritto in precedenza nelle Figure 5.1 e 5.2 (Ofiara, 2002), assumendo, per semplicità, che esso coincida con l'avvio del procedimento giudiziario di risarcimento. Tale scelta è peraltro motivata da ragioni operative legate alla semplificazione del processo valutativo in una logica 'con-senza' danno e non legato alla durata del procedimento giudiziario che porti alla liquidazione del risarcimento. Qualora la sentenza di risarcimento avvenga dopo un apprezzabile intervallo temporale, la stima può, se del caso, essere opportunamente ed agevolmente rivalutata ad un appropriato saggio⁸. In questo modo si avrebbe una rivalutazione delle eventuali spese di emergenza già sostenute dalla collettività ad un costo di opportunità finanziario collettivo.

Alla luce di quanto esposto il risarcimento per danno ambientale D_m va calcolato, con riferimento al momento dell'accertamento dell'illecito (m), come:

$$D_m = \sum_{i=0}^m (B_i + C_i)(1+r)^{m-i} + \sum_{j=m+1}^n (B_j + C_j) \frac{1}{(1+r)^{j-m}} + \frac{(B_k + C_k)}{r} \frac{1}{(1+r)^{r-m}} \quad [58]$$

dove:

0 rappresenta il momento di inizio dell'illecito ambientale;

m il momento di sospensione dell'illecito e di avvio del procedimento per ottenere il risarcimento;

n la fine del periodo transitorio;

B_l ($l=i, j, k$) sono i mancati benefici transitori e permanenti subiti dagli individui in ogni anno;

C_l sono i costi sostenuti dal pubblico (spese difensive, ripristino, surrogazione, monitoraggio, valutazione, ecc.);

r il tasso sociale di sconto.

Come è esemplificato in Figura 5.3, la procedura di valutazione proposta per la stima del risarcimento D_m è coerente con quanto previsto dalla normativa italiana in materia di danno ambientale (articolo 18 della Legge 349/86) e, segnatamente, con la già richiamata modalità di valutazione del risarcimento che si ispira al

⁸ Come sarà meglio chiarito nel prossimo paragrafo, un saggio appropriato, sul piano metodologico, potrebbe essere un tasso finanziario nominale 'a rischio zero' di durata analoga al periodo di posticipazione. Spesso la prassi fa riferimento, invece, al tasso legale.

‘principio di equivalenza’; esso, infatti, considera sia i costi sostenuti dalla collettività per le spese difensive e, ove possibile, il ripristino o la surrogazione della risorsa danneggiata, che le perdite di benessere sofferte dagli individui per la diminuita offerta di servizi pubblici da parte della risorsa danneggiata, di carattere temporaneo e/o permanente⁹.

Qualora l’intervento materiale di ripristino della risorsa danneggiata sia posto a carico del responsabile, secondo quanto previsto dal comma 8 dello stesso art. 18, il risarcimento monetario aggiuntivo da richiedere comprende tutte le altre componenti: spese difensive, *latu sensu*, sostenute dal pubblico, e valore dei mancati benefici transitori e permanenti sofferti dagli individui in conseguenza di una riduzione dei servizi pubblici erogati dalla risorsa danneggiata.

Quanto proposto può essere opportunamente adattato anche al secondo approccio previsto dalla normativa e basato sul ‘principio equitativo’ (Figura 5.4). Per la determinazione del risarcimento del danno questo ultimo, infatti, considera esclusivamente gli eventuali costi sostenuti dalla collettività in conseguenza dell’illecito ambientale (costi di ripristino, da intendersi, in senso lato, come comprensivi di quelli di primo intervento e messa in sicurezza, di quelli di ripristino in senso stretto e/o surrogazione, di valutazione, gestione e monitoraggio), cui vanno aggiunti i profitti illecitamente conseguiti dal responsabile del danno (assunti implicitamente, dunque, come proxy delle perdite di benessere sofferte dagli individui).

In questo caso, più impropriamente, il risarcimento per danno ambientale D_m va calcolato, con riferimento al momento dell’accertamento dell’illecito (m), come:

$$D_m = \sum_{i=0}^m (\Pi_i + C_i)(1+r)^{m-i} + \sum_{j=m+1}^n (C_j) \frac{1}{(1+r)^{j-m}} + \frac{(C_k)}{r} \frac{1}{(1+r)^{n-m}} \quad [59]$$

ove, rispetto alla formulazione precedente, sono ignorate tutte le perdite di benessere sofferte dagli individui, sia nel periodo transitorio che nella fase permanente, mentre sono considerati i soli profitti Π_i indebitamente percepiti dal trasgressore nel corso del periodo $0-m$, ovvero dall’inizio dell’illecito alla sua sospensione.

L’ultimo approccio è stato in passato ampiamente preferito nelle istanze di risarcimento per la sua maggiore semplicità di applicazione ed il costo di valutazione relativamente basso.

Tuttavia, l’approccio proposto basato sul ‘principio di equivalenza’ sembra essere più coerente con l’impostazione teorica sottesa alla valutazione economica del danno ambientale. Per questo, esso dovrebbe essere preferito ogni qual volta il costo dell’esercizio valutativo sia ragionevole, in quanto considera in modo più appropriato tutte le componenti che concorrono alla definizione del risarcimento per danno ambientale.

⁹ La questione relativa al legame tra la possibilità di ripristino e/o di surrogazione e l’entità delle perdite di benessere sofferte dalla collettività sarà approfondita nel capitolo 6.

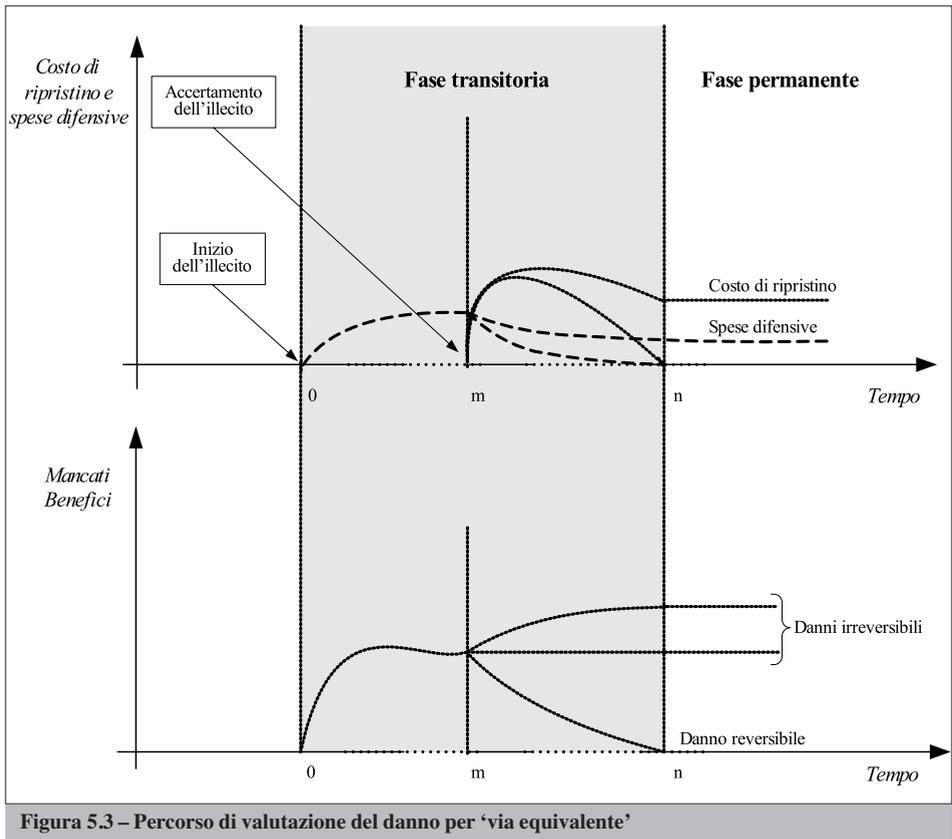


Figura 5.3 – Percorso di valutazione del danno per ‘via equivalente’

Da ultimo, va osservato come nel processo di valutazione si possa incorrere nel rischio dei cosiddetti ‘*doppi conteggi*’ (Howe, 1990; US Federal Register, 1996a e 1996b; Ofiara, 2002). Infatti, data la natura molteplice del danno e dei percorsi valutativi, è possibile che i metodi adottati giungano a delle valutazioni che, parzialmente, si sovrappongono, riguardando la medesima componente. Questo rischio va evitato con molta cura, sia quando la duplicazione è imputabile ad una identificazione multipla di uno stesso effetto dell’evento dannoso (ad esempio, uno stesso effetto ecosistemico valutato sia a livello di una risorsa prioritariamente colpita che di un ecosistema), sia quando un medesimo effetto è misurato simultaneamente con metodi di stima diversi.

Il caso più frequente di doppio conteggio riguarda i danni stimati a partire dai mutamenti di reddito e/o utilità unitamente alla perdita di valori patrimoniali. Al riguardo va osservato come l’approccio proposto nel manuale attenui il rischio di doppio conteggio imputabile a questa causa, dato che si basa essenzialmente sulla valutazione di variazioni di utilità nel tempo.

In genere, il rischio di doppi conteggi è più elevato in caso di danni di notevole entità, o quando il bene ambientale danneggiato genera utilità pubbliche di tipo multiplo su diverse scale spaziali (sia geografica che relativamente a differenti gruppi di individui).

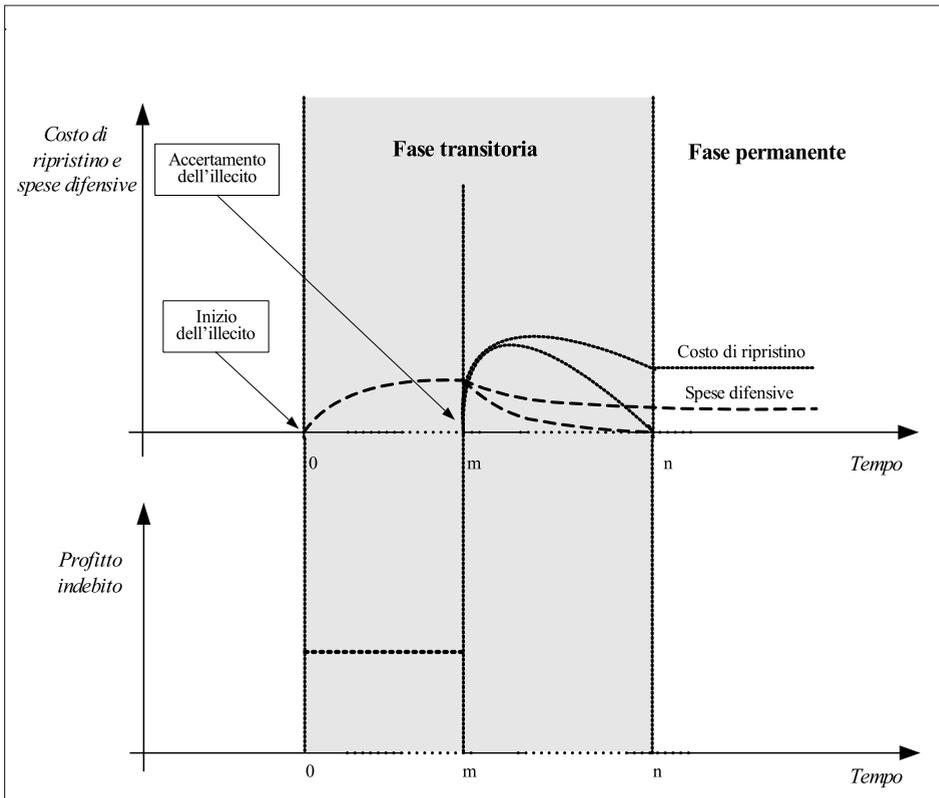


Figura 5.4 – Percorso di valutazione del danno per ‘via equitativa’

5.5 La scelta del saggio di sconto

Come già ricordato, in tutti i processi di valutazione economica che implicano operazioni di aggregazione di valori riferiti a momenti diversi, ad esempio nell’analisi costi-benefici degli investimenti, si è soliti omogeneizzare tali valori riferendoli ad uno stesso momento prima di sommarli algebricamente. Quando sono riportati all’attualità valori futuri, si parla di operazione di sconto o attualizzazione¹⁰, mentre nel caso di valori passati si parla di posticipazione.

Detto r un opportuno saggio di sconto, un valore V_t riferito ad un generico momento t futuro è riportato all’attualità (tempo 0) come segue:

$$PV = \frac{V_t}{(1+r)^t} \quad [60]$$

Il valore PV è detto *valore attuale*.

Più in generale, il valore attuale di una serie di valori che si manifestano nei momenti $0, 1, 2, 3, \dots, t, \dots, T$ è pari a:

¹⁰ Come noto, l’operazione di sconto trova in generale giustificazione nell’esistenza dei tassi di interesse e/o di un saggio di preferenza intertemporale. Infatti per disporre dopo t periodi di un capitale V_t , se il tasso di interesse è r , è necessario investire oggi una somma PV : $PV(1+r)^t = V_t$.

$$PV = \sum_{t=0}^T \frac{V_t}{(1+r)^t} \quad [61]$$

Analogamente, la posticipazione ad un momento m di una serie di valori passati che si sono manifestati nei momenti $0, 1, 2, \dots, j, \dots, m$ è pari a:

$$VP = \sum_{j=0}^m V_j (1+r)^j \quad [62]$$

Come noto, il valore attuale è fortemente condizionato dalla scelta del saggio r . In particolare, un elevato saggio di sconto tende a rendere molto basso l'ammontare attuale di un valore lontano nel tempo. Per contro, un saggio prossimo allo zero rende apprezzabili all'attualità valori anche riferiti a t futuri molto distanti dal presente. Va osservato come un saggio pari a zero ignori completamente la dimensione temporale, portando a confrontare direttamente valori riferiti a momenti molto diversi. Come si evince dalla [60], infatti, più alto è r , più basso sarà il *fattore di sconto*, cioè il peso $1/(1+r)^t$ che si attribuirà ad un valore riferito ad un momento t lontano nel tempo, nella sommatoria che porta alla determinazione del valore attuale, mentre un valore registrato al momento attuale sarà sempre pesato con peso 1¹¹.

Risulta, dunque, evidente come la scelta del saggio di sconto sia determinante in qualunque processo di valutazione e condizioni i risultati cui si perviene quanto più è lungo l'orizzonte temporale considerato. In particolare, r va scelto con grande ponderazione nel caso di valutazione di danno ambientale che presenta rilevanti effetti di tipo permanente.

Nell'economia delle scelte pubbliche, cui è riconducibile il processo di valutazione in esame, il saggio di sconto viene definito *saggio sociale di sconto*, e la letteratura è unanimemente concorde nel ritenere che esso debba essere più basso dei saggi di interesse finanziari utilizzati nei processi di valutazione di tipo privato. L'emergere in anni più recenti della questione ambientale e del concetto di 'sviluppo sostenibile'¹² ha acceso un vivace dibattito sulla definizione teorica del saggio sociale di sconto che, affiancato alle questioni di efficienza intertemporale e a ragioni di etica intergenerazionale (Page, 1997), ha messo talora in discussione la fondatezza dello stesso processo di attualizzazione¹³. L'obiezione più diffusa all'uso di saggi di sconto risiede nel fatto che utilizzare saggi positivi, e soprattutto elevati, tenderebbe a rendere conveniente, anche dal punto di vista collettivo, la realizzazione di investimenti che comportino la produzione di forti esternalità ambientali negative (ad es. accumulo di inquinanti con tempi di abbattimento secolari) o l'eccessivo sfruttamento di risorse non rinnovabili, dato che i costi sociali di lungo periodo assumerebbero un valore molto basso, in seguito al processo di

¹¹ Ad esempio, il peso attribuito ad un valore registrato al trentesimo anno nel processo di attualizzazione è pari a 0,412 (cioè viene considerato al 41% ai fini della sommatoria attualizzata) se il tasso scelto è il 3%, mentre scende a 0,057 se si assume un tasso del 10%, venendo a pesare per il solo 5,7% del suo ammontare effettivo. Il valore attuale di un euro al centesimo anno si riduce a 5,2 centesimi ad un saggio del 3% e praticamente è trascurabile (0,00007 euro) ad un saggio del 10%.

¹² Si veda al riguardo la prima definizione data nel cosiddetto 'rapporto Brundtland': 'soddisfare i bisogni della generazione attuale senza compromettere la possibilità per le generazioni future di soddisfare i propri' (*World Commission on Environment and Development* (1987).

¹³ La letteratura, anche recente al riguardo è molto ampia; uno dei primi lavori al riguardo si deve a Page (1977).

attualizzazione, se confrontati con i benefici conseguibili nel breve periodo. Tale posizione, che nelle sue forme più radicali imporrebbe saggi di sconto pari a zero o, addirittura negativi, è stata peraltro criticata da molte parti, dato che tenderebbe a limitare gli investimenti (a parte quelli finalizzati ad interventi di protezione ambientale con effetti positivi solo nel lungo periodo), con conseguenze negative anche sulla crescita economica. Portata agli estremi, tale posizione comporterebbe di limitare lo sviluppo della generazione attuale a beneficio di quella futura. Ma, comportandosi anche questa ultima con lo stesso criterio, si arriverebbe ad auspicare un collocamento di tutte le generazioni appena al di sopra dei limiti di sussistenza (Pearce e Turner, 1991; Pearce *et al.*, 2003).

Illustrare in dettaglio il dibattito, tuttora in corso e spesso radicalizzato, su questi problemi, esula dagli obiettivi, squisitamente operativi, di questo manuale. Ci si è dunque limitati a dare conto per grandi linee delle posizioni, controverse e non risolutive, sul fondamento teorico del processo di sconto e a fornire alcune indicazioni operative sulla scelta del più opportuno saggio nella valutazione economica degli effetti misurabili del danno ambientale.

5.5.1 Alcuni accenni sul dibattito teorico in corso

Dal punto di vista degli attuali consumatori, il saggio sociale di sconto, secondo la teoria economica, può essere assunto maggiore di zero, e definito '*saggio sociale di preferenza temporale*' (Pearce *et al.*, 2003; Oxera, 2002), in quanto l'investimento pubblico sottrae risorse diversamente destinabili ad attuali consumi. Gli individui, infatti, hanno una preferenza al consumo attuale che dipende da due componenti, tra loro correlate e generalmente positive, che si possono sommare tra loro:

a) un *tasso di preferenza temporale pura*, definito anche 'tasso di impazienza' (di natura squisitamente soggettiva) che, quanto più è alto, tanto più privilegia i consumi attuali rispetto alla possibilità di effettuarli in futuro (Markandya e Pearce, 1994). L'obiezione posta da taluni ambientalisti all'attribuzione di un valore positivo a questa componente del saggio risiede nel fatto che non terrebbe adeguatamente conto di un principio di equità intergenerazionale, ma si baserebbe esclusivamente su una nozione di efficienza, sostanzialmente 'egoista' (Page, 1977) e su di una sostanziale 'miopia' degli individui, che porterebbe a privilegiare nella propria scala di preferenze accadimenti 'vicini' (nel tempo, nello spazio e sotto il profilo culturale), rispetto ad eventi 'lontani' (Linestone, 1973). Con riferimento alla dimensione temporale, si parla in questo caso di 'dittatura del presente' dovuta all'asimmetria intergenerazionale del potere decisionale. Per contro, altri ritengono che il tasso di impazienza tenga conto anche delle esigenze delle generazioni future, attraverso un meccanismo di preferenze individuali che coinvolge anche il benessere dei figli e nipoti di ciascuno (le cosiddette 'scelte dinastiche') (Arrow *et al.*, 1996; Solow, 1974);

b) un saggio che dipende dall'*elasticità dell'utilità marginale del consumo* e dal *tasso di crescita attesa del consumo pro capite*. Intuitivamente, tale componente è maggiore di zero quando ci si aspetta che il reddito reale cresca nel tempo, ma che noi stessi o le generazioni future trarremo meno benessere dal consumare di più in futuro rispetto a farlo oggi, a causa della utilità marginale decrescente del consumo (Pennisi, 1985; Pennisi e Scandizzo, 2003; Pearce *et al.*, 2003). Quanti criticano i processi di sconto con tassi positivi, hanno al riguardo una visione del

futuro molto più pessimistica, che delinea una caduta del tasso di crescita nel lungo periodo a causa dell'esaurirsi delle risorse non rinnovabili, anche per effetto dell'espansione demografica. Chi ha una visione meno pauperistica del futuro, legata sostanzialmente ad un maggiore ottimismo sulle potenzialità di sviluppo legate al progresso tecnologico e, più in generale, alle capacità umane, 'scommette', invece, su tassi di crescita positivi nel lungo periodo, suffragato anche dall'osservare che nel mondo occidentale lunghi periodi di recessione si sono osservati in passato solo in concomitanza della caduta dell'impero romano e della grande peste nera del medioevo (Hardin, 1968).

Formalmente, seguendo la specificazione, ormai classica, proposta da Ramsey (1928), il saggio sociale di sconto r sarebbe, quindi, così determinabile:

$$r = r_{pref} + \eta \cdot r_{cre} \quad [63]$$

ove:

r_{pref} è il tasso di preferenza temporale pura;

η è l'elasticità dell'utilità marginale del consumo, cioè l'incremento percentuale di benessere corrispondente ad un incremento percentuale unitario nei consumi, che esprime l'avversione degli individui ad incorrere in fluttuazioni di consumo (reddito),

r_{cre} rappresenta la crescita attesa dei consumi, generalmente approssimata dalle previsioni di crescita del prodotto lordo reale.

Secondo questa specificazione, le maggiori perplessità sulla possibilità di scegliere tassi sociali di sconto nulli o negativi derivano dal fatto che appare difficilmente sostenibile un saggio di sviluppo nullo nel lungo periodo (Gollier, 2002), ancorché sia ammissibile un saggio di preferenza temporale puro uguale a zero, per quanto difficilmente osservabile nell'espressione concreta delle preferenze degli individui (Pearce *et al.*, 2003).

In generale, il tasso sociale di preferenza temporale si colloca su valori più bassi rispetto ai tassi finanziari per ragioni che possono essere così riassunte (Hanley e Spash, 1993; Perman *et al.*, 2003):

- 1) le scelte effettuate dall'operatore pubblico dovrebbero esprimere un minore tasso di impazienza rispetto al tasso di preferenza temporale individuale, da un lato, perché al primo è attribuita maggiore capacità di effettuare scelte razionali (le scelte individuali potrebbero non essere sempre compatibili con l'obiettivo di massimizzare il proprio benessere nell'arco dell'intera vita), dall'altro, perché l'orizzonte temporale in cui la collettività opera, o dovrebbe operare, è più lungo di quello della vita di un singolo individuo (la 'società immortale' contrapposta alla mortalità dell'individuo);
- 2) la 'super-responsabilità' attribuita alla collettività rispetto a quella individuale e che riguarda anche le generazioni future sarebbe ispirata da un comportamento cooperativo, simile a quello cui si fonda la stipula di assicurazioni, e che porta, quando generalizzato, a saggi di sconto più bassi;
- 3) le scelte pubbliche sono, in generale, affette da un minor livello di rischio ed incertezza rispetto a quelle private, dato che valutano costi e benefici che travalicano il singolo individuo (incertezza sulla presenza in vita di un singolo individuo in un dato periodo futuro, incertezza sulla struttura delle proprie preferenze individuali su una scala intertemporale, incertezza sulla probabilità di manifestarsi in futuro di un costo o di un beneficio) (Pearce e Turner, 1991). In questo senso la collettività si troverebbe ad operare su una scala di rischio me-

diata dalla legge dei grandi numeri e, quindi, potrebbe scontare all'attualità costi e benefici ad un tasso più basso di quello finanziario medio, riferito ad uno stesso orizzonte temporale. Al riguardo, viene suggerito un saggio di sconto 'puro', cioè 'depurato da qualsiasi fattore di rischio'.

Dal lato della produzione, l'esistenza di un saggio di sconto è giustificata dal fatto che esso può essere posto pari alla *efficienza marginale del capitale*, ovvero alla sua capacità di produrre un livello di consumi futuri superiore a quelli a cui si rinuncia oggi, realizzando un investimento. In termini operativi, si parla in questo caso di '*costo opportunità del capitale*' (Dorfman, 1993; Hanley e Spash, 1993).

Il costo opportunità sociale del capitale è scomponibile in due componenti: il 'costo del capitale a rischio zero' ed un 'premio di rischio', tanto più elevato quanto più sono incerti i ritorni attesi. Questo ultimo fattore è certamente più contenuto in una logica pubblica rispetto a quella privata per considerazioni analoghe a quelle svolte in relazione al saggio di preferenza temporale (Perman *et al.*, 2003; Tietenberg, 2003). Del resto, molti studiosi¹⁴ mettono in dubbio che sia corretto trattare il rischio e l'incertezza attraverso un aggiustamento verso l'alto del saggio di sconto, piuttosto che in una appropriata quantificazione dei flussi di costi e benefici attesi, poiché, per sua natura, il processo di attualizzazione implica un trattamento del rischio di tipo esponenziale rispetto al tempo¹⁵, non sempre realistico. In altre parole, gli effetti sull'ambiente e sulle generazioni future andrebbero considerati più nella formazione dei valori da attualizzare, che attraverso aggiustamenti del saggio (NOAA, 1999; Commissione Europea, 2001; HM Treasury, 2003).

In linea teorica, cioè in presenza di mercati dei capitali senza imperfezioni ed in assenza di tasse, i saggi di rendimento di tutti gli investimenti si eguaglierebbero, ed il costo opportunità del capitale sarebbe uguale al saggio sociale di preferenza temporale.

Poiché le economie reali sono imperfette, si possono però osservare delle divergenze tra tali saggi e ciò impone delle scelte, anche soggettive, sul saggio sociale più opportuno (Arrow, 1993). Va peraltro richiamato come tali imperfezioni mettano in discussione la utilizzabilità dei tassi di mercato come tasso sociale di sconto, non il procedimento di sconto in sé (Pearce e Turner, 1991).

Le critiche all'uso di saggi di sconto positivi basati sul costo-opportunità del capitale sono di duplice natura, anche se fortemente correlate: la prima, si richiama a questioni di tipo etico e di equità intergenerazionale, la seconda al diverso significato attribuito alla nozione di 'sostenibilità'. Sia pure in modo molto semplificato, si può distinguere tra:

a) 'sostenibilità debole' (Solow, 1993) ed 'approccio separato in due fasi' (Page, 1977): va assicurato alle generazioni future un complesso di risorse sia naturali che prodotte dall'uomo, in grado di assicurare loro uno standard di vita uguale o superiore al nostro. Ad eccezione delle risorse naturali con caratteristiche di 'unicità', è ammesso un processo di sostituzione, grazie al progresso tecnico, di risorse naturali divenute scarse, con altre, eventualmente prodotte dall'uomo. In tal senso le scelte di investimento vanno operate secondo una logica di efficienza nel-

¹⁴ Per una sintetica discussione sulle diverse posizioni al riguardo si veda, ad esempio, Hanley e Spash, (1993).

¹⁵ La procedura di sconto, infatti, nel discreto assume la forma $1/(1+r)^t$, e nel continuo è di tipo esponenziale: e^{-rt} .

l'allocazione delle risorse e al decisore pubblico viene demandata la responsabilità sull'equità delle scelte, anche nell'ottica del benessere delle generazioni future;

b) 'sostenibilità forte' ed 'approccio integrato': va garantito alle generazioni future un livello adeguato di risorse naturali non rinnovabili, che assicurino ad esse di soddisfare i propri bisogni. Non ammettendo la sostituibilità tra risorse, per tale approccio il problema dell'equità intergenerazionale diviene, ovviamente, più stringente.

Più in generale, le posizioni riconducibili alla 'sostenibilità forte' rigettano il processo stesso di attualizzazione (assumendo, in realtà, in modo implicito un saggio di sconto uguale a zero) (Jones *et al.*, 2000 e Oxera, 2002, per una rassegna), in base ad un 'principio di precauzione' più forte, ponendo sullo stesso piano costi e benefici attuali e futuri e, dunque, le preferenze di tutte le generazioni. Le posizioni più radicali al riguardo auspicano l'uso di saggi di sconto negativi, quando sia oggetto di valutazione l'uso di risorse non rinnovabili scarse o investimenti che comportino la produzione di esternalità ambientali negative di lungo periodo e non abbattibili con la tecnologia attuale. Tale posizione è sostenuta anche in base al principio morale di responsabilità intergenerazionale di rispetto dei diritti delle generazioni future più che di una corretta gestione del loro benessere da parte delle generazioni attuali.

Secondo la posizione di una 'sostenibilità debole', il problema della scelta del saggio sociale di sconto si traduce, nella pratica, in un aggiustamento verso il basso del saggio finanziario di sconto, in modo da assicurare sia la convenienza degli investimenti pubblici rispetto a quelli privati, che gli interessi collettivi ed intergenerazionali (Kula, 1997; Martelli e Pennisi, 2000, per una rassegna). Il saggio di sconto, in ogni caso dovrebbe essere sempre positivo.

Più di recente, alcuni Autori hanno suggerito l'uso di *saggi sociali di sconto decrescenti nel tempo*, quando sia coinvolto un orizzonte temporale molto lungo, o quando si tratti di risorse non rinnovabili, per contemperare le aspettative di crescita del benessere con un principio di prudenza giustificato dall'incertezza su eventi molto lontani nel tempo.

Le motivazioni che giustificano l'adozione di saggi sociali decrescenti nel tempo, soprattutto nel caso in cui l'orizzonte temporale coperto dalla valutazione ecceda quello massimo osservabile sui mercati finanziari reali (generalmente trenta anni), sono così riassumibili:

- 1) recenti studi empirici hanno evidenziato che il comportamento degli individui sembra guidato da operazioni di sconto degli eventi futuri basati su saggi più elevati nel breve periodo e via via declinanti man mano che l'orizzonte temporale è più lontano, seguendo un andamento di tipo iperbolico e non esponenziale del fattore di sconto (Frederick *et al.*, 2002);
- 2) secondo gli studiosi che seguono l'approccio '*social choice*' un saggio declinante nel tempo permetterebbe di attenuare l'effetto della 'tirannia del presente', contemperando meglio le esigenze delle future generazioni con quelle attuali (Pearce *et al.*, 2003; Oxera, 2002). Analogamente, un saggio decrescente tiene meglio conto del fatto che la disponibilità a pagare degli individui per determinati beni e servizi pubblici, quali quelli ambientali, tende a crescere nel tempo, con il procedere dello sviluppo economico (Fisher e Krutilla, 1974);
- 3) sul piano più teorico (Pearce *et al.*, 2003), un saggio di sconto decrescente nel tempo sarebbe la conseguenza dell'incertezza esistente: i) sul valore futuro del

saggio di sconto r^{16} (Newell e Pizer, 2003; Weizman, 1998); ii) sul futuro dell'economia in generale (stabilità e crescita del reddito) (Gollier, 1999; Rochet e Gollier, 1998; Gollier, 2002), che induce gli individui a adottare un più alto principio di prudenza, e, dunque, un più basso saggio, man mano che aumenta l'incertezza sulle condizioni economiche future. Va osservato come questo approccio digressivo sembra permettere, sul piano operativo, di meglio contemperare le esigenze delle diverse generazioni, assicurando l'applicabilità di saggi piuttosto bassi per effetti lontani nel tempo e di ancorare a saggi più prossimi a quelli di mercato gli accadimenti più vicini. Pur presentando, in linea teorica, rischi di inconsistenza in alcuni casi particolari, entrambi gli approcci hanno mostrato una buona coerenza nelle verifiche empiriche.

5.5.2 Indicazioni operative sulla scelta del saggio

Nonostante non possa dirsi concluso il dibattito sulla legittimità delle operazioni di sconto e su quale sia l'eventuale ottimo livello del tasso sociale di sconto, la letteratura sull'analisi costi-benefici e sulla valutazione dei danni ai beni ambientali dà alcune importanti indicazioni per la scelta operativa di tale saggio. Esse sembrano ispirate al principio che non sia tanto il contesto valutativo in sé a determinare il valore del saggio sociale di sconto, quanto piuttosto il tipo di bene o servizio pubblico compromesso dall'evento dannoso che ha colpito la risorsa.

Non va infine dimenticato, per ricondurre il problema all'oggetto di questo lavoro, che la scelta del saggio di sconto nel caso di stima di danni ambientali, soprattutto non catastrofici, è probabilmente meno controversa di quanto accada nel caso della valutazione degli investimenti pubblici di lungo periodo. In primo luogo, infatti, come già evidenziato, molte componenti del danno all'ambiente hanno la caratteristica di riferirsi ad un orizzonte temporale circoscritto e limitato (costi di ripristino in senso lato, danni transitori per riduzione di flussi di utilità generati dai servizi pubblici erogati dalla risorsa danneggiata, ecc.). Nel caso di danni transitori, dunque, la scelta di un determinato saggio di sconto rispetto ad un altro non ha effetti così marcati sulla quantificazione del valore attuale del risarcimento, né coinvolge questioni di tipo etico riguardanti le generazioni future.

La scelta del saggio condiziona, invece, molto di più la quantificazione delle componenti permanenti di danno, dato che determina dei costi o delle perdite di benessere che si perpetuano nel tempo. In questo caso, peraltro, la scelta di tassi di sconto prossimi allo zero o, addirittura negativi, ancorché giustificabili sul piano etico-filosofico, secondo alcuni studiosi, non troverebbe legittimazione su quello applicativo. La giurisprudenza e la normativa in materia di valutazione dei danni ambientali non consente, infatti, di imporre al responsabile del danno un risarcimento di entità per esso insostenibile (Boyd, 2000; Clarke, 2000; McKenna, 1996).

¹⁶ Sinteticamente, la presenza di forte incertezza sul valore futuro del saggio di sconto, oltre l'orizzonte temporale in cui esistono riferimenti di mercato, suggerisce di tener conto di questo fattore mediante la formulazione di un 'saggio atteso' ottenuto come media probabilistica dei saggi r_i previsti, anche soggettivamente. L'approccio tradizionale basato su di un saggio sociale di sconto unico, calcola, implicitamente, tale saggio come media diretta, probabilisticamente pesata ($\sum r_i p_i$), dei saggi r_i previsti, utilizzando come pesi le probabilità di accadimento p_i associate a ciascuno di essi. Più propriamente, tale saggio medio può essere ricavato in via indiretta, calcolando, in primo luogo, un fattore di sconto medio ponderato $1/(1+r) = \sum 1/(1+r_i) p_i$, e ricavando da esso il saggio medio ('saggio equivalente certo'). Con questo secondo approccio, all'aumentare dell'orizzonte temporale si ottiene un saggio declinante, che tende a convergere sul valore assunto dal più basso saggio previsto.

In termini operativi, la letteratura è concorde nel considerare a riferimento per la scelta del saggio di sconto sociale un *saggio medio reale*¹⁷ 'a rischio zero' riferito ad un orizzonte temporale simile a quello considerato per la valutazione del danno. In pratica, ove l'estensione complessiva dell'orizzonte temporale interessata dal danno sia limitata e permetta il riferimento a tassi finanziari di mercato, il saggio di riferimento è spesso costituito dal rendimento medio reale netto per investimenti finanziari esenti da rischio, quali i rendimenti dei titoli pubblici. Per danni di estensione temporale superiore a quella coperta dai mercati finanziari (in genere massimo trentennale), il saggio indicativo è fissato in misura variabile tra il 3 e l'8% da paese a paese (Commissione Europea, 2001). Va peraltro osservato che numerosi studiosi hanno segnalato come tale campo di variazione tra paesi sia troppo ampio (Gollier, 2002), ovvero sia preferibile assumere saggi compresi tra l'1,5 ed il 3% (NOAA, 1999; Oxera, 2002 per una rassegna). Merita segnalare al riguardo come da numerosi parti sia stato suggerito di fissare normativamente il saggio sociale di sconto, sottendendo questo una scelta politica di carattere squisitamente pubblico (Oxera, 2002)¹⁸.

Nel declinare in termini operativi il principio della simile durata temporale tra effetti dell'evento dannoso e investimenti finanziari si possono distinguere tre possibili situazioni:

- 1) *saggio sociale di sconto unico*, utilizzato per scontare qualunque componente del danno. In questo caso l'orizzonte temporale di riferimento è unico ed è quello massimo considerato per la stima del danno. Questa pratica è meno utilizzata in tempi recenti, in quanto sconta tutte le componenti del danno, sia transitorie che permanenti, ad uno stesso saggio, rendendo molto difficile la sua scelta, in quanto risulta spesso molto pesante l'effetto della sua scelta sulla stima complessiva del risarcimento;
- 2) *saggio sociale di sconto differenziato per ciascuna componente del danno*. In questo caso, vengono considerate separatamente le singole componenti che sono valutate ai fini della determinazione del risarcimento. Il tasso sociale di sconto da assumere a riferimento per ogni singola componente è valutato esaminandone la sua specifica estensione temporale e tale tasso è utilizzato per riportarne tutti i valori al momento assunto a riferimento per la stima. Ad esempio, per gli Stati Uniti nella *Natural Resource Damage Assesment Final Rule* (U.S. Federal Register, 1996a) è suggerito di riferirsi ai rendimenti netti reali dei titoli emessi dal Tesoro e riferentesi ad orizzonti temporali analoghi a quelli della componente del danno che si va valutando nello specifico¹⁹. Questo vale per l'attualizzazione sia di costi di ripristino e/o di surrogazione, sia del valore dell'interruzione di servizi. Per riferire al momento attuale eventuali costi sostenuti da organismi pubblici per interventi di emergenza prima di reclamare il risarcimento presso i responsabili, il tasso di riferimento per l'operazione di posticipazione è nominale e non reale. Nel caso di danni irreversibili alle risorse naturali, mancando riferimenti di mercato di così lunga durata, viene suggerito un tasso del 3%, come proxy del tasso sociale di preferenza temporale.

¹⁷ Come noto, per determinare un saggio reale, partendo da quello nominale, occorre depurarlo dal tasso di inflazione. Detto r il tasso nominale ed i il tasso di inflazione, il tasso reale r' si ottiene come segue: $r' = (r-i)/(1+i)$.

¹⁸ In questa direzione si muovono peraltro anche numerosi Organismi Internazionali (World Bank-Fao, 1992).

¹⁹ Ove disponibili, gli organismi pubblici possono riferirsi a saggi di titoli emessi dallo specifico Stato o Tribù, purché di durata comparabile alla componente del danno.

Tale suggerimento non preclude la scelta di un tasso diverso, purchè sia giustificato da chi effettua la stima. Solo nel caso di stima del danno con la procedura semplificata di tipo A, adottabile esclusivamente nel caso di danni ambientali limitati o reclamati per una somma non superiore a 100.000 dollari, viene adottato un saggio di sconto fisso, pari al 3% (U.S. Federal Register, 1996b);

- 3) *saggio sociale di sconto differenziato a seconda del periodo considerato (saggio sociale marginale differenziato)*. Rispetto all'approccio precedente, questo, proposto più di recente dagli studiosi che hanno sostenuto sul piano teorico la fondatezza di saggi di sconto digressivi nel tempo, differenzia il saggio non tanto tra diverse componenti del danno, quanto tra diversi periodi di tempo. In altre parole, i valori stimati per qualsiasi componente di danno, indipendentemente dalla sua natura, riferiti ad un determinato sottoperiodo saranno scontati ad uno stesso saggio, mentre questo ultimo potrà variare tra sottoperiodi. Per quanto riguarda la scelta del saggio da considerare in ciascun sottoperiodo, fatta salva la sua digressività 'a scalini' da un sottoperiodo ad un altro, la letteratura è concorde nel rimanere ancorata a tassi reali medi di mercato a rischio zero per il breve-medio periodo (fino a 30 anni), ovvero alla stima econometrica di un tasso medio per i primi 25-30 anni, (basata sui modelli alla Weitzman o alla Gollier, citati in precedenza, e sulla base di serie storiche di lungo periodo di andamenti dei mercati finanziari). Ad esempio, è stato stimato per gli USA un saggio del 4% relativo ai primi trenta anni, che declina al 2% a 100 anni, all'1% a 200 e si attesta sullo 0,5% oltre i 300 anni; per il Regno Unito, invece, il saggio per i primi 30 anni è stato stimato nel 3,5%, nel 3% fino a 75 anni, nel 2,5% da 76 a 125 anni, nel 2% sino a 200 anni, nell'1,5% per valori riferiti al terzo secolo ed all'1% per effetti oltre i 300 anni (Oxera, 2002). Rocher e Gollier (1998) suggeriscono di riferirsi a rendimenti di titoli pubblici nel breve periodo, ad un saggio non superiore al 5% per periodi compresi tra 50 e 100 anni ed a tassi digressivi per i periodi successivi, fino ad un livello intorno al 1,5% oltre i 200 anni.

Pur tenendo conto che i tassi sociali di sconto per la stima del risarcimento di danni all'ambiente andrebbero periodicamente ridefiniti con il procedere delle conoscenze ed in relazione agli andamenti economici, sembra opportuno fornire alcune indicazioni di riferimento per il nostro paese, ispirate alla convinzione che sia più opportuno adottare saggi differenziati piuttosto che un unico valore.

Al riguardo, differenziando il saggio a seconda della componente del danno oggetto di stima ed utilizzando saggi progressivamente più bassi man mano che ci si riferisca a componenti che si estendono su orizzonti temporali più lunghi, si può osservare che:

- 1) per quanto possibile, sembra opportuno riferirsi a saggi finanziari reali medi²⁰ di mercato 'esenti da rischio', quali i titoli pubblici, scegliendo di volta in volta a riferimento i rendimenti di titoli comparabili per orizzonte temporale alla componente del danno considerata²¹. Da questo punto di vista, dopo l'adesio-

²⁰ Il rendimento di riferimento dovrebbe essere una media storica dei rendimenti reali dei titoli della durata considerata, calcolata su un orizzonte temporale abbastanza lungo (almeno ventennale) per ottenere un saggio non influenzato da fenomeni di tipo congiunturale.

²¹ A tale proposito si ricorda che i titoli pubblici di riferimento più diffusi nel nostro paese sono, attualmente, i buoni ordinari del tesoro (BOT) per le componenti il danno a breve termine (meno di 1 anno), i certificati di credito del tesoro (CCT) per i danni a medio termine, ed i buoni del tesoro poliennali (BTP) per quelli di più lungo termine (fino a trenta anni).

ne alla moneta unica, i riferimenti alle emissioni pubbliche italiane dovrebbero essere molto più assimilabili a ‘rendimenti a rischio zero’, rispetto al recente passato, quando, soprattutto le emissioni a breve, scontavano un premio legato alla forte domanda di finanziamento corrente del debito pubblico;

- 2) per le componenti del danno di più lungo periodo, soprattutto in assenza di un riferimento sul mercato finanziario, può essere assunto a riferimento una stima del saggio di capitalizzazione dei suoli ad esclusiva destinazione agricola, stimabile in un tasso non superiore al 2-2,5%, su di un orizzonte trentennale, ed al 1-1,5%, nel più lungo periodo. Tali tassi, nella nostra realtà, risultano più contenuti di quelli riscontrabili in altri paesi in virtù della scarsità di suolo per usi agricoli; tale scarsità è assimilabile, per certi versi, a quella riscontrabile per certe risorse naturali a fruizione pubblica.

Adottando l’approccio del saggio marginale differenziato per sottoperiodi, si può osservare che:

- 1) per i sottoperiodi riconducibili al breve-medio periodo possono essere adottati saggi sociali di sconto analoghi ai rendimenti reali netti medi di titoli pubblici di pari durata, come illustrato nel caso precedente; alternativamente, può essere adottato un saggio unico, stimato sulla base del modello [63] su dati storici. Al riguardo, recenti stime riferite al Regno Unito indicano un saggio sociale per i primi trenta anni attestato sul 3,5% (HM Treasury, 2003); tale valore può essere ritenuto ragionevole anche per l’Italia²².
- 2) Assumendo un saggio medio del 3,5% per il primo trentennio, l’approccio digressivo al saggio sociale di sconto propone generalmente un andamento quale quello proposto in Tabella 5.3 (HM Treasury, 2003; Oxera, 2002). Merita osservare come una simile digressività del saggio sociale tenga in adeguato conto sia effetti di medio periodo che effetti di tipo secolare, come evidenziato in Tabella 5.4, che riporta, a scopo esemplificativo, i fattori di sconto che ne sono derivati riferiti ad alcuni anni.

Tabella 5.3 – Tasso sociale di sconto declinante nel tempo

| Sottoperiodo (anni) | 0-30 | 31-75 | 76-125 | 126-200 | 201-300 | Oltre 300 |
|----------------------|------|-------|--------|---------|---------|-----------|
| Saggio di sconto (%) | 3,5 | 3,0 | 2,5 | 2,0 | 1,5 | 1,0 |

²² Secondo quanto riportato mediamente dalla letteratura per diversi paesi, il valore indicato per la Gran Bretagna, infatti, assume un saggio di preferenza temporale puro (r_{pref}) pari, per il breve-medio periodo, ad 1,5 ed un valore dell’elasticità dell’utilità marginale del consumo (η) pari ad 1 (tale valore implica che per una generazione che esprime consumi doppi rispetto a quelli attuali, l’utilità marginale ricavata dal consumo si dimezza). Per quanto attiene la crescita attesa del prodotto lordo (r_{cve}), il Libro Verde inglese fa riferimento ad un valore intorno al 2%, basato su evidenze storiche passate di una crescita reale di poco superiore a questo valore. Si ritiene che un valore simile possa essere ritenuto ragionevole anche per l’Italia, sia perché si colloca su posizioni assolute vicine a quelle inglesi in termini di sviluppo, sia perché le recenti stime dell’ISTAT sul prodotto interno lordo ai prezzi di mercato a valori costanti 1995 per il periodo 1970-2004, evidenziano un tasso medio annuo di crescita del PIL pari al 2,3% (ISTAT, 2005).

Tabella 5.4 – Fattori di sconto di lungo periodo riferiti ad alcuni anni

| Anno | Fattore di sconto | Anno | Fattore di sconto |
|------|-------------------|------|-------------------|
| 0 | 1,0000 | 50 | 0,1973 |
| 1 | 0,9662 | 60 | 0,1468 |
| 2 | 0,9335 | 70 | 0,1092 |
| 3 | 0,9019 | 80 | 0,0833 |
| 4 | 0,8714 | 90 | 0,0651 |
| 5 | 0,8420 | 100 | 0,0508 |
| 10 | 0,7089 | 125 | 0,0274 |
| 15 | 0,5969 | 150 | 0,0167 |
| 20 | 0,5026 | 200 | 0,0062 |
| 25 | 0,4231 | 300 | 0,0014 |
| 30 | 0,3563 | 400 | 0,0005 |
| 40 | 0,2651 | 500 | 0,0002 |

APPROFONDIMENTO 11:**La valutazione dei danni indiretti alle risorse economiche produttive: l'approccio input-output**

In questa sezione, saranno approfonditi gli aspetti metodologici relativi all'individuazione e misurazione dei danni indiretti limitatamente alle risorse economiche e produttive. Vale la pena sottolineare che questi effetti si configurano come danni invocabili per lo più in sede privatistica. Tuttavia, in alcuni casi la misurazione di questi effetti può fornire delle informazioni utili per cogliere la componente pubblica presente nei beni misti.

In linea generale, i motivi che favoriscono l'insorgenza di danni indiretti sono stati indicati con il termine di colli di bottiglia dell'offerta ed effetti macroeconomici a livello di domanda finale di beni di consumo e/o investimento. I colli di bottiglia dell'offerta sono riconducibili ad una imprevista, ma consistente, carenza di alcuni essenziali fattori produttivi (acqua, energia elettrica, componenti specifici, ecc.) senza i quali il processo produttivo non può essere attivato. Questo effetto 'collo di bottiglia' è effettivamente osservato quando le imprese non sono in grado di affrontare la carenza di fattori essenziali.

La Figura 5.5 rappresenta un tentativo di schematizzare le interdipendenze tra risorse ambientali, attività produttive (primarie e intermedie), distribuzione e consumi finali al fine di evidenziare gli effetti indiretti che possono essere provocati da un danno ambientale. Un evento avverso danneggia un bene ambientale, provocando degli effetti diretti (a carico di alcune attività economiche e dei consumatori finali) e indiretti, per effetto delle interdipendenze che legano le singole attività di produzione e/o di consumo.

A titolo esemplificativo, viene proposta un'analisi di tali interdipendenze nel settore secondario (industria e servizi). Le attività produttive, contraddistinte dalle lettere da *A* a *E*, sono, infatti, dipendenti le une dalle altre. Ad esempio, *A* ottiene i propri input da *B*, mentre *C* si affida alla produzione di *A* e a quella di

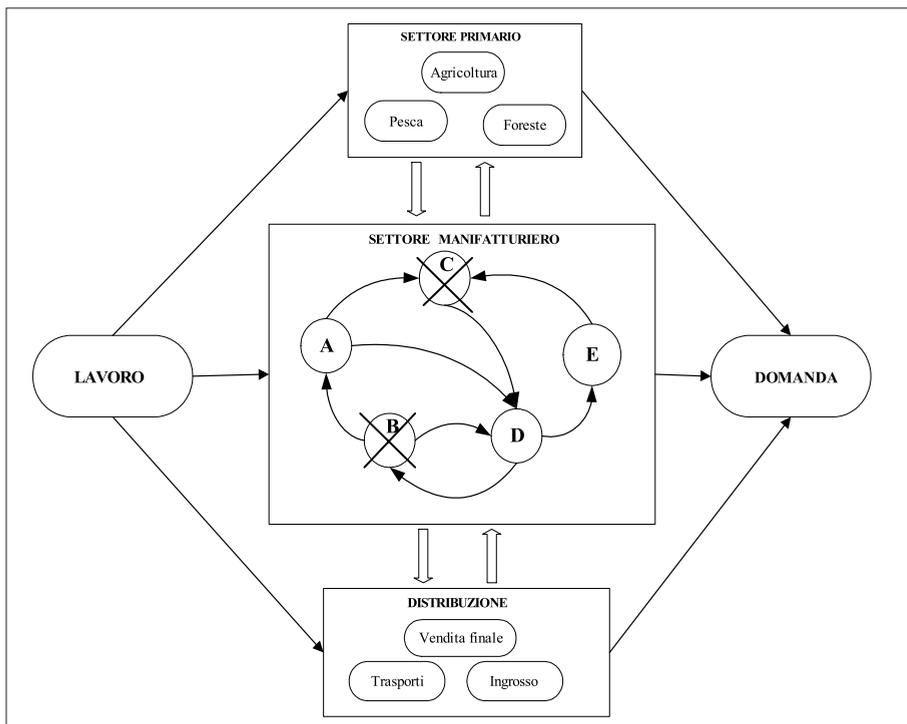


Figura 5.5 - Interdipendenze tra settori economici e attività produttive

E. D compra parte dei propri fattori produttivi da *A, B* e *C*, mentre *E* fa affidamento solo sulla produzione di *D*.

Le interdipendenze tra attività produttive sono l'effetto di legami consolidatisi nel tempo, ma potrebbero anche essere il risultato di una specifica integrazione produttiva a livello di filiera. Di seguito vengono esemplificate le modalità con cui si manifestano i danni indiretti:

- 1) Non esistono fonti di approvvigionamento alternative a quella danneggiata. Ad esempio, se *A* dipende esclusivamente dalla produzione di *B*, allora un danno che interrompe *B* avrà un effetto indiretto su coloro che di approvvigionano (effetto a valle) o che si riforniscono da *B* (effetti a monte). Ad esempio, i danni che colpiscono la produzione di energia o le telecomunicazioni hanno un'elevata probabilità di diffondersi nel sistema economico e influenzare negativamente numerosissime attività.
- 2) La domanda di beni o servizi, al consumo o alla produzione, subisce una drastica e improvvisa contrazione. Se, per esempio, le attività produttive *B* e *C* sono interrotte da un danno, vi sarà un effetto diretto in termini di riduzione della produzione offerta dalle medesime.
- 3) La contrazione repentina del livello produttivo si ripercuote sull'ammontare dei redditi distribuiti (ad esempio sotto forma di salari), riflettendosi in una riduzione della domanda al consumo. Ad esempio, l'interruzione delle attività *B* e *C* genera disoccupati che, in assenza di valide alternative occupazionali, dovranno ridurre il livello della spesa per consumi.
- 4) La riduzione improvvisa della domanda comporta un aumento degli stock invenduti o diminuzione delle forniture. Questi effetti negativi, se di una cer-

ta entità, si potrebbero propagare nel sistema economico o, almeno in una parte di esso, investendo sia i venditori che i produttori di settori economici diversi rispetto a quello direttamente colpito.

Vale la pena sottolineare che questi danni indiretti sono possibili, ma non certi e, in genere, sono legati a eventi di vasta portata e frequentemente si rendono evidenti nel lungo periodo²³.

In sostanza, gli effetti moltiplicativi e perdite indirette sono inevitabili anche se si manifestano in tempi più lunghi e si diffondono in aree diverse rispetto a quelle direttamente colpite.

La valutazione degli effetti economici indiretti che si esplicano su larga scala si dimostra un compito spesso complesso e difficoltoso. Tale stima può essere notevolmente agevolata mediante l'impiego di modelli input-output, anche se essi sono molto esigenti sia sotto il profilo metodologico che operativo.

Lo sviluppo e l'applicazione di questi modelli è avvenuto a livello prevalentemente macroeconomico (modelli input-output su scala nazionale), sia per la complessità dell'analisi, che per la quantità di informazioni necessarie. Tuttavia, l'applicazione di questi modelli si sta diffondendo anche su scala locale, anche se con qualche difficoltà.

Questa metodologia, partendo dagli aspetti legati ai colli di bottiglia dell'offerta, cerca di interpretare e stimare gli effetti moltiplicativi sulla domanda di consumi intermedi e finali. In particolare, la tavola delle interdipendenze strutturali o tavola input-output²⁴ descrive il flusso di beni e servizi all'interno di una matrice di scambio settoriale (regionale o nazionale) che analizza il flusso di beni e servizi tra le diverse attività produttive e verso gli impieghi finali.

In questo flusso di scambi, per ogni attività economica viene indicata la frazione di output (offerta) assorbita (verso altre attività, famiglie, stato, esportazioni) e la frazione di input (domanda) richiesta (attività, famiglie, stato, importazioni). Il risultato è un insieme di coefficienti (tecniche e di attivazione) che segnalano le interconnessioni esistenti nel sistema economico, indicando in che misura un'attività viene influenzata da cambiamenti nella domanda di beni e servizi finali (es. beni di consumo, di investimento o di servizi pubblici). Le cause di questi cambiamenti, anche di lieve importanza, possono provenire da danni ambientali che colpiscono indirettamente i consumatori finali (famiglie), le attività economiche (imprese) e i servizi pubblici (Stato e amministrazioni). I coefficienti della tavola input-output mettono in evidenza le transazioni (e quindi le interdipendenze) dei beni e servizi e dei fattori della produzione avvenute nel sistema tra i vari gruppi di operatori in un dato periodo (in genere l'anno).

Il modello input-output è statico in quanto riflette gli interscambi tra le attività economiche nel momento della rilevazione. Di conseguenza, questi modelli so-

²³ Ad esempio, in caso di disoccupazione o di diminuzione dei salari, i consumatori non riducono subito la domanda facendo affidamento sui propri risparmi, sui sussidi di disoccupazione o su altri aiuti finanziari percepiti nel periodo di mancato impiego. Tuttavia, l'utilizzo dei risparmi o dei trasferimenti (sussidi) non è in grado di compensare gli effetti indiretti nel lungo periodo. Infatti, la persistente riduzione del reddito disponibile si rifletterà, prima o poi, in una diminuzione della spesa e, quindi, dei consumi delle famiglie.

²⁴ Questo metodo è stato proposto per la prima volta da Leontief come strumento interpretativo delle modificazioni intervenute nella struttura produttiva americana durante il periodo antecedente alla Grande Depressione (1919-29) (Leontief, 1936). Successivamente, la tavola Input-Output è stata impiegata come strumento previsionale di politica economica (Leontief, 1966).

no insensibili ai cambiamenti di prezzo, innovazioni tecnologiche e altri potenziali effetti di sostituzione degli input. Malgrado questi limiti, le tecniche di analisi input-output forniscono una stima attendibile degli effetti indiretti.

Nella tavola input-output l'insieme delle attività produttive è ripartito in branche di produzione omogenea, secondo un'articolazione classificatoria uniforme per tutti i paesi dell'UE. La sua utilità è tanto più efficace quanto maggiore è la sua articolazione, e quindi quanto più rilevante è il numero delle branche produttive prese in esame.

La tavola è costituita da una parte centrale, la matrice vera e propria, in cui le branche compaiono sia in riga che in colonna²⁵:

- a) in riga, si trovano le branche di origine, viste cioè come 'venditori', da cui si dipartono i flussi in uscita (output) dei beni e servizi prodotti verso se stessa (reimpieghi), verso le altre branche e verso gli impieghi finali (esportazioni e consumi);
- b) in colonna, compaiono le branche di destinazione o di impiego, viste cioè come 'compratori', in cui gli stessi flussi assumono per le branche di impiego il significato input, cioè di beni e servizi, acquistati dalle altre branche o importati, per la trasformazione e utilizzati come consumi intermedi.

Nel caso di danno ambientale, la tavola input-output potrebbe stimare, mediante specifici procedimenti statistico-matematici, le ripercussioni sul livello di produzione e sui fabbisogni delle singole branche indotte da modificazioni della domanda finale (consumi, investimenti esportazioni).

Operativamente, i dati della tavola vengono impiegati per determinare dei coefficienti tecnici, e dei coefficienti di attivazione. I coefficienti tecnici, letti lungo le colonne, descrivono gli input assorbiti da un'unità di produzione effettiva del settore di impiego, e, letti lungo le righe, la domanda finale in funzione della produzione realizzata da una specifica branca²⁶. I coefficienti di attivazione forniscono una stima dei fabbisogni diretti e indiretti di produzione intermedia necessari per soddisfare una unità di domanda finale.

A fini esemplificativi viene proposto un esempio di tavola input-output limitata a tre settori produttivi (agricoltura, industria, servizi) relativa ad un'economia chiusa.

Tabella 5.5 - Schema di tavola input-output limitata a tre settori

| SETTORI DI IMPIEGO SETTORI DI ORIGINE | 1 Agricoltura | 2 Industria | 3 Servizi | Domanda finale | Produzione effettiva |
|--|---------------|-------------|-------------|-------------------|-------------------------|
| 1 Agricoltura | $a_{11}X_1$ | $A_{12}X_1$ | $a_{13}X_1$ | Y_1 | X_1 |
| 2 Industria | $a_{21}X_1$ | $A_{22}X_1$ | $a_{23}X_1$ | Y_2 | X_2 |
| 3 Servizi | $a_{31}X_1$ | $A_{32}X_1$ | $a_{33}X_1$ | Y_3 | X_3 |
| Valore aggiunto | V_1 | V_2 | V_3 | | |
| Produzione effettiva | X_1 | X_2 | X_3 | | |

²⁵ Si veda, ad esempio, Ferro (1988).

²⁶ I coefficienti tecnici si ottengono dividendo i valori riportati lungo ciascuna colonna per la propria produzione effettiva a prezzi *ex fabrica* (totale di colonna).

Osservando la Tabella 5.5 il coefficiente tecnico $a_{ij} = \frac{A_{ij}}{X_j}$ è il rapporto tra

la quantità prodotta dal settore i ed assorbita dal settore j e la produzione effettiva del settore j .

Dato che:

$$\begin{aligned} X_1 &= a_{11}X_1 + a_{12}X_2 + a_{13}X_3 + Y_1 \\ X_2 &= a_{21}X_1 + a_{22}X_2 + a_{23}X_3 + Y_2 \\ X_3 &= a_{31}X_1 + a_{32}X_2 + a_{33}X_3 + Y_3 \end{aligned}$$

Si può ricavare un sistema di equazioni in cui la domanda finale è espressa in funzione della produzione effettiva:

$$\begin{aligned} (1 - a_{11})X_1 - a_{12}X_2 - a_{13}X_3 &= Y_1 \\ -a_{21}X_1 + (1 - a_{22})X_2 - a_{23}X_3 &= Y_2 \\ -a_{31}X_1 - a_{32}X_2 + (1 - a_{33})X_3 &= Y_3 \end{aligned}$$

da cui si ricava la matrice dei coefficienti $|A|$

$$|A| = \begin{vmatrix} 1 - a_{11} & a_{12} & a_{13} \\ a_{21} & 1 - a_{22} & a_{23} \\ a_{31} & a_{32} & 1 - a_{33} \end{vmatrix}$$

Invertendo la matrice A , si può ricavare un sistema di equazioni in cui la produzione effettiva è in funzione della domanda finale:

$$\begin{aligned} X_1 &= x_{11}Y_1 + x_{12}Y_2 + x_{13}Y_3 \\ X_2 &= x_{21}Y_1 + x_{22}Y_2 + x_{23}Y_3 \\ X_3 &= x_{31}Y_1 + x_{32}Y_2 + x_{33}Y_3 \end{aligned}$$

da cui si ottiene la matrice dei coefficienti di attivazione $|X|$:

$$|X| = \begin{vmatrix} x_{11} & x_{12} & x_{13} \\ x_{21} & x_{22} & x_{23} \\ x_{31} & x_{32} & x_{33} \end{vmatrix}$$

I singoli coefficienti di attivazione letti nel senso delle colonne, x_{ji} ottenuti lungo la colonna prendono il nome di coefficienti di attivazione impressa e lungo la riga di coefficienti di attivazione ricevuta. I primi indicano l'impulso che l'aumento di un'unità della domanda finale rivolta ad una specifica branca imprime all'intera economia, mentre i secondi indicano quanto aumenterebbe la produzione effettiva di un settore per l'incremento di una unità della domanda finale di ciascun settore.

APPROFONDIMENTO 12:

La contabilità ambientale

La contabilità ambientale può essere definita come un sistema organizzato che mette in relazione l'informazione economica e quella ambientale mediante una struttura dei conti, capaci legare lo stato del sistema economico e quello dell'ambiente naturale su cui esso influisce in termini di prelievi, emissioni e altre alterazioni. Tale strumento analitico nasce dalla considerazione che i sistemi contabili tradizionali trascurano le problematiche ambientali e di conseguenza forniscono al riguardo informazioni incomplete e distorte. L'inadeguatezza deriva da: errata contabilizzazione di alcune spese ambientali, mancata contabilizzazione del deprezzamento quantitativo del patrimonio naturale e mancata contabilizzazione del degrado qualitativo dei *media* ambientali²⁷.

Nell'ottica del presente manuale, un sistema di contabilità ambientale può costituire una preziosa fonte di informazioni, fornendo misure monetarie per unità fisiche danneggiate (*stock accounts*) e spese di protezione ambientale (*economic accounts*), o fornendo informazioni utili a valutare i danni indiretti (*flow accounts*). È evidente che per l'utilizzo mirato di tale strumento in sede valutativa, è necessaria una contabilità redatta su scala compatibile con quella del danno ambientale da valutare. A tale proposito vale la pena ricordare che la contabilità ambientale²⁸ è stata sviluppata prioritariamente su un ambito territoriale nazionale, ma che recentemente è stata applicata anche a livello sub-regionale (provinciale e comunale).

Nella breve trattazione che segue, dopo un *excursus* sull'evoluzione di questo strumento analitico, sarà presentato il funzionamento dei principali moduli contabili che, in qualche modo, possono essere utili per la valutazione del danno ambientale.

I sistemi di contabilità ambientale hanno seguito due filoni di sviluppo: da una parte ci sono gli istituti di statistica di singoli paesi interessati a stimare specifiche tematiche ambientali legate al sistema economico e dall'altra parte ci sono delle organizzazioni internazionali o degli istituti di ricerca interessati a nuovi approcci di valutazione dei beni e servizi ambientali, a correggere i tradizionali indicatori che descrivono la ricchezza di un paese, e/o a suggerire metodologie e standard condivisi sul piano internazionale. Gli istituti di statistica hanno sviluppato tipologie contabili che rispondono direttamente alle necessità pratiche delle specifiche situazioni del paese di riferimento. Ad esempio, i paesi in cui sono stati sviluppati i conti relativi alle risorse naturali sono, in genere, quelli la cui economia dipende in misura maggiore dalle risorse naturali disponibili. Dal timore che queste ultime potessero esaurirsi nasceva dunque l'esigenza di una gestione sostenibile e quindi di un loro monitoraggio continuo. Nell'operato delle organizzazioni internazionali si può riconoscere la tendenza ad integrare le metodologie reperibili e definire degli standard comuni da applicare su larga scala favorendo così la comparabilità dei dati fra i vari paesi. Ed è proprio dall'esigenza di sviluppare standard comuni e largamente accettati che nasce l'idea di realizzare un approccio integrato di conti ambientali in

²⁷ Per *media* ambientali si intendono: aria, acqua e suolo.

²⁸ Si intende qui la contabilità ambientale applicata a livello macroeconomico, che si differenzia dalla contabilità ambientale applicata in un contesto aziendale.

grado di completare i tradizionali schemi di contabilità nazionale (*System of National Accounts*, SNA). La struttura in questione è il Sistema dei Conti Nazionali, adottata in quasi tutto il mondo, riveduta e corretta nel 1993²⁹ e potenzialmente ampliabile attraverso i cosiddetti ‘conti satellite’³⁰. Tali conti satelliti si distinguono in: 1) conti satellite interni, che prevedono una riorganizzazione delle transazioni già esistenti nel SNA; non sono aggiunti nuovi conti, ma quelli esistenti sono disaggregati ed in alcuni casi separati; e 2) conti satellite esterni, grazie ai quali la copertura del sistema viene estesa includendo stock, flussi e transazioni non esistenti nel SNA.

La Figura 5.6 presenta molto schematicamente l’evoluzione dei vari moduli di contabilità ambientale che ha avuto luogo negli ultimi decenni e che conduce al *System of Integrated Environmental and Economic Accounting* (SEEA) consiste nel costruire dei conti relativi alle risorse naturali, sia quelle con valore economico, sia quelle i cui servizi, pur sfruttati, non sono economicamente valutati. In un arco temporale definito, generalmente un anno, si misurano, prima in termini fisici e poi in termini monetari, gli stock di risorse naturali all’inizio ed alla fine di tale periodo. I cambiamenti, operati dalle attività umane che variano tali stock sono, in termini quantitativi, i prelievi di risorse ed in termini qualitativi, il loro degrado. Questi cambiamenti sono misurati, prima in termini fisici e poi monetari, attraverso i cosiddetti ‘flussi’.

Le prime proposte concrete relative al SEEA risalgono all’inizio degli anni ‘90 (Bartelmus *et al.*, 1991) per consolidarsi ed ufficializzarsi pochi anni dopo (Bartelmus e Van Togerem, 1994). L’istituzione di appoggio è la Divisione Statistica³¹ delle Nazioni Unite. Bartelmus ha sintetizzato le varie proposte al momento presenti in campo internazionale e la loro relazione con il SEEA nello schema riassuntivo riportato in Figura 5.7.

La proposta delle Nazioni Unite ha indotto gli esperti di contabilità ambientale di tutto il mondo, con esperienze e punti di vista diversi, a trovare un terreno comune di accordo per potere approdare ad una struttura unica di riferimento, che inglobi le varie proposte metodologiche. La discussione ha avuto luogo tramite la formazione di un nuovo *City Group*³²: il *London Group*. Il *London Group*, chiamato così perché il primo incontro ebbe luogo a Londra, fu formato nel 1993. I lavori del *London Group* hanno portato alla rivisitazione del SEEA, fino ad approdare ad un riferimento unico in materia di contabilità ambientale noto come SEEA 2003 (*London Group*, 2003). La principale novità introdotta in questa nuova versione del SEEA 2003, è costituita dal fatto che, ri-

²⁹ La revisione del SNA ha comportato principalmente l’estensione della nozione di capitale da puramente ‘materiale’ ad una forma che comprendesse anche il capitale ‘immateriale’; inoltre, oltre alla produzione e formazione/accumulazione di capitale è stata introdotta anche la voce ‘altri cambiamenti’ che include le rivalutazioni.

³⁰ Tali conti rappresentano delle analisi complementari ed indipendenti rispetto ai conti nazionali. I dati che ne fanno parte vengono separati dalla struttura convenzionale ed organizzati in un sotto-sistema indipendente.

³¹ A quel tempo la denominazione ufficiale era ‘ufficio statistico’ (*United Nations Statistical Office*, UNSO), divenuto recentemente *United Nations Statistics Division* (UNSD).

³² I *City Group* possono essere definiti come degli incontri di esperti provenienti da tutto il mondo che si occupano di standard statistici internazionali. Il primo di questi gruppi è stato il Vooburg Group, dalla prima città in cui si è tenuto il meeting nel 1986, che si occupa di statistiche relative ai servizi. L’esigenza di formare questo ‘convito di esperti’ è nata dalla constatazione che a tali statistiche non era prestata sufficiente attenzione, e quindi occorreva che fossero maggiormente sviluppate. Si è riconosciuto il grande valore di questi incontri per la comunità internazionale, e così non solo si è deciso di continuare con il Vooburg Group, ma se ne sono formati anche altri.

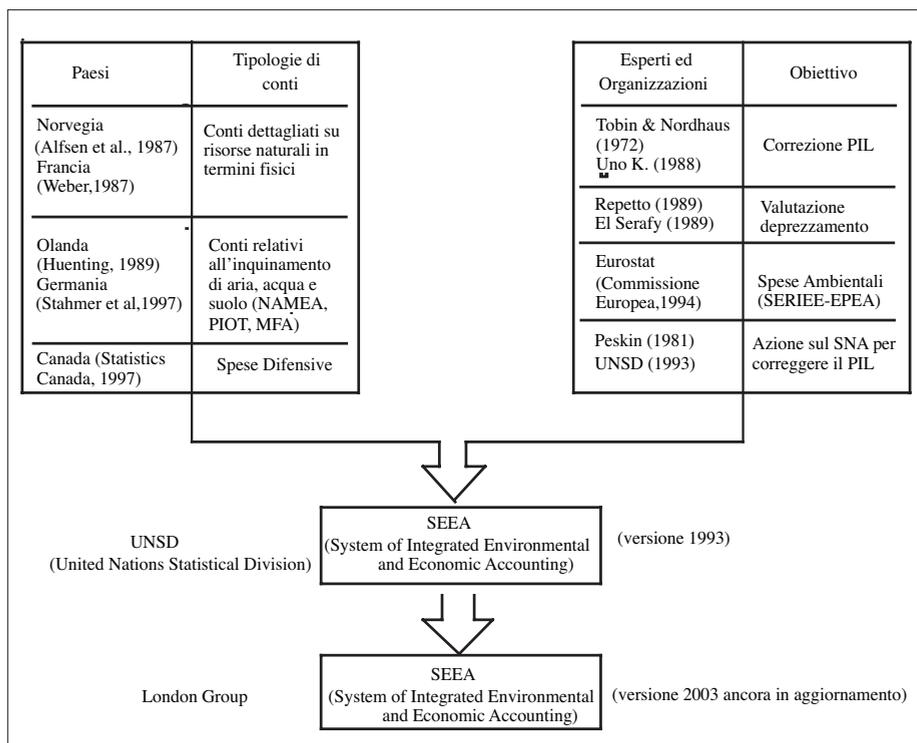


Figura 5.6 – Sintesi relativa all'evoluzione degli studi ed applicazioni in materia di contabilità ambientale a livello internazionale

spetto al 1993, non c'è più un approccio *step-by-step*, bensì modulare e ciò permette di organizzare in modo più flessibile il sistema di contabilità ambientale a seconda delle esigenze. Inoltre è riportata una classificazione dettagliata delle risorse naturali all'interno dei conti di stock del patrimonio naturale, una parte più strutturata relativa alla valutazione del degrado ambientale e una tabella che mette in relazione indicatori ambientali e SEEA. Tramonta, quindi, l'idea di costruire un sistema unico che comprenda tutti i campi ambientalmente rilevanti, con una procedura rigida ed il cui obiettivo principale è l'elaborazione di un PIL verde. Si ritiene utile scomporre le tematiche ambientali in moduli diversi, sia per lo specifico tema ambientale trattato, sia per la procedura contabile che si ritiene più opportuno impiegare. Sul piano applicativo, in Europa l'Eurostat coordina e conduce i lavori in materia di contabilità ambientale degli uffici statistici degli Stati membri affrontando i temi di maggiore interesse e formando una *task force*³³. Nell'attuale panorama della contabilità ambientale, l'Eurostat sta spingendo tutti i paesi membri verso l'applicazione, in particolare, di NAMEA (*National Accounting Matrix including Environmental Accounts*) e di EPEA (*Environmental Protection Expenditure Accounts*), nonché verso una revisione del SEEA che prediliga moduli che riportano indicatori in termini fisici piuttosto che valutazioni monetarie.

³³ Tali *task force* sono rappresentate da 4-7 Stati membri. Nella maggior parte dei casi si tratta di Germania, Francia, Gran Bretagna, Olanda ed in genere dei paesi del Nord Europa dal momento che hanno acquisito maggiore esperienza nel campo della contabilità ambientale.

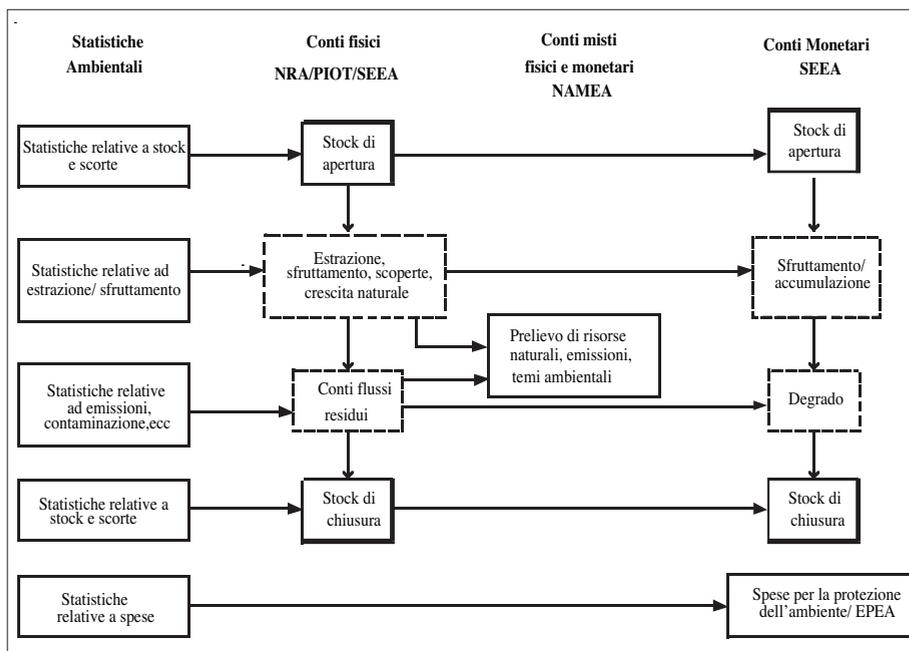


Figura 5.7 – Collegamenti fra moduli di contabilità ambientale proposti

Legenda:

SEEA System of Integrated Environmental and Economic Accounting

NAMEA: National Accounting Matrix including Environmental Accounts

NRA: Natural Resource Accounting

PIOT: Physical Input-Output Tables

EPEA: Environmental Protection Expenditure Accounts

Fonte: adattato da UNSD, 2000.

Per ciò che riguarda nello specifico l'Italia, dal 2001 al 2003 è stato portato avanti un progetto europeo di contabilità ambientale applicata agli enti locali: *City and Local Environmental Accounting and Reporting (CLEAR)*. Esso prevede la realizzazione e l'approvazione di 'bilanci verdi' da parte di alcuni comuni e province³⁴ (Di Bella e Frascini, 2003). Il prodotto principale delle attività portate avanti è il bilancio ambientale locale. In esso viene riportato tutto ciò che accade, nell'arco di un anno, nel territorio amministrativo di riferimento: acqua consumata, energia prodotta e utilizzata, livello di inquinamento dell'aria, rifiuti prodotti, risorse sottratte, aumento e diminuzione delle aree verdi, ecc.. I dati sono riportati in termini sia fisici che monetari. Nel bilancio ambientale sono indicati anche i risultati ambientali realizzati o attesi delle politiche locali. Ad esempio, se un comune ha deliberato nuove concessioni edilizie, il bilancio ambientale registra gli impatti ecologici attesi in termini di produzione di rifiuti, energia prodotta e consumata, situazione del verde pubblico, ecc.. Gli strumenti statistici utilizzati sono, accanto ad indicatori di pressione settoriale, i conti economici dell'EPEA.

³⁴ Si tratta di: comune di Ferrara (capofila), comuni di: Bergeggi, Castelnovo ne' Monti, Cavriago, Grosseto, Modena, Pavia, Ravenna, Reggio Emilia, Rovigo, Salsomaggiore, Varese Ligure; province di Bologna, Ferrara, Reggio Emilia, Modena, Napoli, Torino.

All'assemblea del Parlamento Europeo del 11 Febbraio 2004 è stata presentata una raccomandazione (Commissione Europea, 2004) in merito alla necessità per gli Stati Membri di adottare la contabilità ambientale, in quanto strumento utile a perseguire uno sviluppo sostenibile. All'interno del rapporto sono presentati i vari progetti sperimentati in tale campo, sia a livello nazionale che locale.

Di seguito viene riportata una breve descrizione dei moduli di contabilità ambientale potenzialmente utili per la valutazione del danno ambientale.

Le spese ambientali. La ricostruzione dei flussi di spese in beni di investimento e consumo e per la prevenzione e la difesa dal degrado ambientale costituisce sicuramente un capitolo importante della contabilità ambientale ed utile fonte di dati nel momento in cui si ricorre ad un approccio di preferenze imputate. All'inizio degli anni '90 l'Eurostat ha elaborato una metodologia di raccolta di informazioni economiche sull'ambiente, il SERIEE (Commissione Europea, 1994), che mira a creare un sistema armonizzato relativo alle attività di protezione e gestione dell'ambiente. In origine la struttura del SERIEE doveva comporsi di diversi moduli³⁵. In realtà il solo modulo definito e sperimentato a livello comunitario è stato il Conto relativo alle Spese di Protezione Ambientale (EPEA). Il concetto essenziale alla base del sistema è costituito dal criterio utilizzato per distinguere le spese di protezione ambientale dalle altre spese sulla base di: azioni, 'attori', ed prodotti che, a diverso titolo, contribuiscono a proteggere l'ambiente. Per ciò che riguarda il primo punto, la discriminante considerata è lo scopo principale per conseguire il quale un'azione viene portata avanti, e non gli effetti benefici o meno che la conduzione di tale azione potrebbe avere. Sono quindi da classificare come spese di protezione ambientale tutte quelle azioni il cui obiettivo principale è prevenire, eliminare, ridurre le cause di inquinamento e/o di degrado ambientale. Per la classificazione delle attività di protezione ambientale, l'Eurostat ha messo a punto il CEPA (*Classification of Environmental Protection Activities*). Per ciò che riguarda gli 'attori', quello che conta definire è il grado di importanza con cui sono esercitate eventuali attività di protezione ambientale. I produttori, pubblici o privati, possono erogare servizi di protezione ambientale a titolo principale, secondario, o ausiliario, a seconda della loro importanza economica rispetto al complesso delle attività esercitate. Occorre considerare, da una parte, l'impatto ambientale di determinati prodotti e, dall'altra, la loro funzione ambientale. Al fine di costruire il flusso monetario relativo a tali voci, occorre valutare e descrivere le risorse destinate alla protezione dell'ambiente, previa analisi dettagliata delle attività economiche di protezione ambientale, per poter poi presentare come avviene il finanziamento della spesa da parte dei settori istituzionali. Tutta questa informazione è racchiusa nelle cinque tavole contabili che compongono l'EPEA: 1) produzione dei servizi caratteristici; 2) domanda ed offerta dei servizi caratteristici, spesa nazionale per componenti e per utilizzatori/beneficiari; 3) finanziamento della spesa nazionale per la protezione dell'ambiente; 4) carico finanziario ambientale.

I conti di flusso. La contabilizzazione di emissioni atmosferiche, scarichi idri-

³⁵ Si tratta di: conto satellite della spesa per la protezione ambientale, conto satellite dell'uso e gestione delle risorse naturali, sistema di registrazione delle eco-industrie, analisi di tipo input-output delle attività di protezione ambientale.

ci e rifiuti prodotti dalle attività economiche ha prodotto applicazioni interessanti e diversificate nel panorama internazionale ed in un certo senso scandisce la superiorità di tale strumento rispetto agli indicatori ambientali: attraverso una struttura contabile le emissioni sono ricondotte specificatamente alle attività economiche che le generano e in alcuni casi si può arrivare anche ad isolare specifiche fasi di processo. Sotto questo profilo tali conti sono utili per quantificare sia danni diretti che indiretti. Esistono flussi interni alla sfera economica così come alla sfera ambientale riassunti in Figura 5.8. Ciò che interessa esaminare in questo contesto sono i flussi che collegano queste due sfere. Una delle maggiori peculiarità del SEEA consiste nell'identificazione di quattro tipologie di flussi per articolare le tavole contabili che descrivono la relazione fra le attività economiche e l'ambiente naturale. Il primo di questi flussi è quello, già presente nei sistemi di contabilità nazionale, relativo ai prodotti: si tratta dei beni e servizi prodotti ed utilizzati all'interno della sfera economica, sia nell'ambito del paese di origine che nel resto del mondo. Ad esso si aggiungono i flussi relativi alle risorse naturali: si tratta del patrimonio naturale, ad esempio le risorse del sottosuolo e le risorse biologiche. Una novità assoluta è costituita dai flussi relativi agli ecosistemi: si tratta di tutti quei servizi che l'ambiente fornisce a sostegno della vita stessa, quali aria ed acqua. Ci sono infine i flussi relativi ai residui: si tratta di output indesiderati generati dalle attività economiche, che possono essere riciclati o semplicemente scaricati nell'ambiente; questi possono essere sia solidi, che liquidi, che aeriformi. Una semplice rappresentazione grafica dei flussi fra economia ed ambiente è visualizzata in Figura 5.8 che riporta il corso di tali flussi in un'economia aperta.

Conti relativi al patrimonio naturale. Una delle maggiori novità introdotte grazie alla contabilità ambientale è costituita dall'allargamento della nozione di 'bene'. In accordo con il sistema tradizionale, rientrano nella definizione di bene ambientale risorse biologiche sia economicamente prodotte (coltivate) che non direttamente prodotte, ma che comunque hanno un valore di mercato. A differenza del sistema tradizionale, sono incluse nell'ambito dei beni ambientali anche quelle risorse i cui costi di prelievo e/o di utilizzo superano i benefici di vendita e quindi restano fuori dal mercato; sono poi inclusi anche dei beni ambientali inquadri in un'ottica completamente differente da quella economica, come ad esempio gli ecosistemi. Se ne deduce facilmente che un primo punto da affrontare nel passaggio dai tradizionali sistemi di contabilità economica ai sistemi di contabilità ambientale consiste nella diversa classificazione dei beni ambientali che viene redatta. La particolarità dei conti ambientali in relazione a tale tipologia contabile è costituita ancora una volta dal fatto che i conti sono redatti prima in termini fisici e poi se ne dà una valutazione monetaria; inoltre, nel momento in cui si considerano le variazioni occorse in un dato periodo, queste sono diversificate in base alla causa: le variazioni occorse per causa economica e le variazioni occorse per altre cause, che possono essere naturali³⁶ o di altro tipo.

Un conto di stock viene redatto seguendo uno schema logico ben preciso: i) si considera lo stock di risorse presente all'inizio di un determinato periodo; ii) sono calcolati gli aumenti e le diminuzioni che hanno luogo nel corso del pe-

³⁶ Nell'ambito delle variazioni naturali, si possono distinguere quelle biotiche ed abiotiche.

riodo preso in esame; iii) in base alle variazioni occorse, si calcola lo stock finale alla fine del periodo considerato.

La possibilità di poter disporre di bilanci contabili relativi a risorse ambientali (identificate sul territorio) permetterebbe, nel momento in cui esse venissero danneggiate, di fornire utili indicazioni atte a stimare le variazioni attribuibili all'illecito.

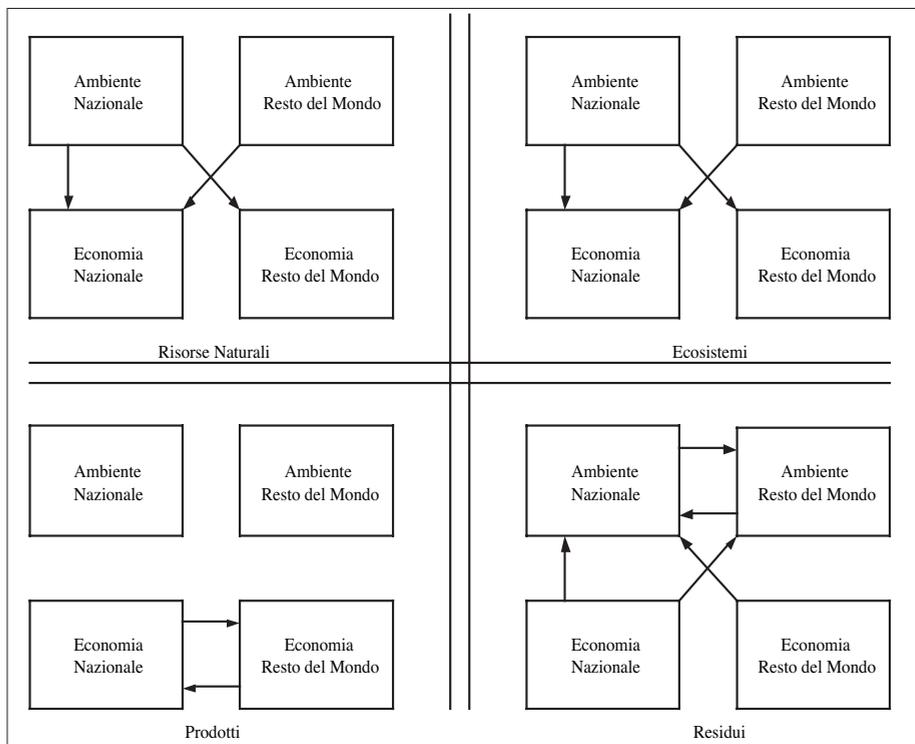


Figura 5.8 - Tipologie di flussi che intercorrono fra sfera economica e sfera ambientale in un'economia aperta.

Fonte: London Group, 2003.

APPROFONDIMENTO 13: Cenni di matematica finanziaria

Nell'introduzione al paragrafo 4.6, è stato illustrato come ottenere il valore attuale (PV) di una serie di valori (V_t) che si formano in diversi momenti futuri (t). In particolare, detto r il saggio di sconto, se la scansione temporale è annuale, il valore attuale può essere ottenuto mediante la seguente formula:

$$PV = \sum_{t=0}^T \frac{V_t}{(1+r)^t} \quad [64]$$

Tale formula generale consente di affrontare tutte le situazioni teoricamente possibili ma, in certi casi, implica calcoli piuttosto pesanti, se non impossibili, da effettuare: ad esempio, quando i valori si ripetono un numero infinito di volte. Per agevolare il valutatore sono state messe a punto delle formule, tutte de-

riviate da quella fondamentale sopra riportata, che in certi casi semplificano notevolmente i calcoli da eseguire. Tali formule sono applicabili quando la serie di valori da attualizzare assume la connotazione di annualità o di periodicità costante. Una annualità costante è un valore fisso che si forma con cadenza annuale (ogni anno). Una periodicità costante è un valore fisso che si forma con cadenza periodica pluriennale (ogni n anni). Annualità e periodicità, inoltre, possono essere anticipate o posticipate, limitate o illimitate. Un'annualità (periodicità) è anticipata quando si verifica all'inizio dell'anno (periodo), mentre è posticipata se si realizza alla fine. L'annualità (periodicità) è limitata se si verifica un numero finito di volte, illimitata se si verifica un numero infinito di volte.

Nel prospetto seguente sono riassunte le formule utilizzabili per individuare il valore attuale (PV), detto anche accumulazione iniziale, di annualità (a) e di periodicità (p) costanti, anticipate e posticipate, limitate ed illimitate.

Tabella 5.6 - Formule per il calcolo del valore attuale

| Orizzonte temporale | CADENZA DEL VALORE | | | |
|---------------------|--|---------------------------------------|---|--|
| | Annuale | | Periodica | |
| | Anticipata | Posticipata | Anticipata | Posticipata |
| Limitato | $PV = a(1+r) \frac{(1+r)^n - 1}{r(1+r)^n}$ | $PV = a \frac{(1+r)^n - 1}{r(1+r)^n}$ | $PV = p(1+r) \frac{(1+r)^n - 1}{(1+r)^n - 1} \cdot \frac{1}{(1+r)^n}$ | $PV = p \frac{(1+r)^n - 1}{(1+r)^n - 1} \cdot \frac{1}{(1+r)^n}$ |
| Illimitato | $PV = a \frac{1+r}{r}$ | $PV = \frac{a}{r}$ | $PV = p \frac{(1+r)^n}{(1+r)^n - 1}$ | $PV = \frac{p}{(1+r)^n - 1}$ |

r = tasso di interesse espresso in decimali.

PV = valore attuale

a = annualità

p = periodicità

n = numero di annualità o numero di anni del periodo

Si illustrano ora alcuni esempi dell'uso delle formule accumulazione iniziale applicate alla stima del danno ambientale.

1. Uno sversamento inquinante determina la necessità di ripulire ogni anno, per i prossimi 12 anni, le rive di un fiume ed il costo annuo è pari a 2.000 euro. La prima ripulitura avverrà fra un anno ed il tasso di sconto è pari al 5%.

La spesa per ripulitura è, quindi, una annualità costante (2.000 euro), posticipata (la prima spesa sarà fra un anno), limitata. Il valore attuale del flusso di spesa futura sarà pari a:

$$PV = 2.000 \frac{(1+0,05)^{12} - 1}{0,05(1+0,05)^{12}} = 2.000 \times 8,863251 = 17.726,5$$

Se la prima ripulitura, invece, avviene immediatamente, la spesa diventa una annualità costante, anticipata e limitata. In questo caso, il valore attuale delle spese sarà pari a:

$$PV = 2.000(1+0,05) \frac{(1+0,05)^{12} - 1}{0,05(1+0,05)^{12}} = 2.000 \times 9,30641 = 18.612,8$$

2. Il ripristino di un ecosistema compromesso da un incendio doloso prevede 4 interventi di manutenzione ai reimpianti arborei ed arbustivi. Il primo interven-

to si verificherà fra 10 anni, ed i successivi tre, ogni 5 anni a partire dal primo. Il costo di ciascun intervento è di 20.000 euro ed il saggio di interesse è pari al 3%. La spesa di manutenzione si configura come una periodicità quinquennale, anticipata e limitata, che inizia fra dieci anni. L'ammontare del valore attuale è pari a:

$$PV = 20.000(1+0,03)^5 \frac{(1+0,03)^{20} - 1}{(1+0,03)^5 - 1} \times \frac{1}{(1+0,03)^{20}} \times \frac{1}{(1+0,03)^{10}}$$

semplificando si ottiene:

$$PV = 20.000 \frac{(1+0,03)^{20} - 1}{(1+0,03)^5 - 1} \times \frac{1}{(1+0,03)^{25}}$$

$$PV = 20.000 \times 5,06 \times 0,4776 = 48.333$$

Se la spesa di manutenzione, anziché verificarsi per sole quattro volte, fosse permanente, essa si configurerebbe come una periodicità quinquennale, anticipata e illimitata, che inizia fra dieci anni. In questo caso il valore attuale delle spese future ammonterebbe a:

$$PV = 20.000(1+0,03)^5 \frac{1}{(1+0,03)^5 - 1} \times \frac{1}{(1+0,03)^{10}}$$

e quindi:

$$PV = 20.000 \frac{1}{(1+0,03)^5 - 1} \times \frac{1}{(1+0,03)^5}$$

$$PV = 20.000 \times 6,2785 \times 0,8626 = 108.316,7$$

3. Un intervento abusivo di escavazione ha alterato in modo permanente il livello di una falda utilizzata dalla collettività per approvvigionamento idrico. Tale alterazione provoca un aumento, permanente, nei costi annui di approvvigionamento idrico pari a 50.000 euro. L'incremento di spesa si configura come una annualità costante, posticipata e illimitata. Dato un saggio del 2%, l'ammontare attuale delle spese future è pari a:

$$PV = \frac{50.000}{0,02} = 2.500.000$$

6. LA PROCEDURA OPERATIVA DI VALUTAZIONE DEL DANNO AMBIENTALE

6.1 Le fasi della procedura

In questo capitolo è descritta la procedura operativa del processo di valutazione del risarcimento per danno ambientale. Tale articolazione non costituisce una novità assoluta, in quanto esiste al riguardo una considerevole letteratura sia dal punto di vista metodologico, che operativo (Commissione Europea, 2001; NOAA, 2002; US Federal Register, 1996a e 1996b).

Con riferimento agli Stati Uniti, nel corso degli anni '80, la procedura atta a trattare i casi di danno ambientale ha trovato la sua base giuridica nel CERCLA (*Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act*) ed è stata gestita dal Dipartimento degli Interni statunitense (*Department of Interior*, US DOI). Una delle peculiarità di tale procedura consiste nel distinguere una soglia di gravità del danno, fissato ad un valore risarcibile pari a 100.000 dollari, al di sotto della quale si attiva un approccio semplificato (tipo A), che si basa su parametri standard e segue una procedura automatizzata. Al di sopra di tale soglia, si attiva una procedura alternativa (tipo B), che prevede indagini sul campo più approfondite sia in termini di quantificazione che di valutazione monetaria (Ofiara, 2002). Secondo la procedura di tipo B, il risarcimento per danno include i costi di ripristino, i costi di valutazione, purché ragionevoli, e le perdite di utilità sofferte dagli individui per mancati benefici pubblici, sia transitori che permanenti. Negli anni '90 l'OPA (*Oil Pollution Act*) ha stabilito che il NOAA, per conto del Dipartimento del Commercio, elabori una procedura per fronteggiare i casi di danno ambientale relativi a sversamenti di petrolio nelle acque. Ad oggi, negli Stati Uniti si fa riferimento al NRDA (*Natural Resource Damage Assessment*) del NOAA (US Federal Register, 1996a) ed il risarcimento per danno ambientale viene misurato dai costi di *ripristino primario* (costi di ripristino, monitoraggio, surrogazione, ecc.) e da quelli di *ripristino compensativo* per i servizi pubblici compromessi (*interim losses*), cui vanno aggiunte le spese di valutazione. Il fine prioritario della procedura NRDA è il ripristino, se tecnicamente ed economicamente realizzabile, e si articola nelle fasi di pre-valutazione del danno, pianificazione delle azioni di ripristino ed implementazione degli interventi di ripristino.

In seguito alla pubblicazione del Libro Bianco dell'Unione Europea sul danno ambientale (Commissione delle Comunità Europee, 2000), in Europa sono stati finanziati alcuni studi, sia di carattere giuridico che economico, che hanno costituito la base della successiva Direttiva Europea in materia di danno ambientale (Parlamento Europeo, 2004), il cui approccio è molto simile a quello statunitense. Come già evidenziato nel paragrafo 4.1, nella normativa comunitaria ricorrono criteri e terminologia del tutto analoghi. Sono richiamate, infatti, le definizioni di *riparazione primaria* (costi di ripristino e spese difensive), *riparazione complementare* (surrogazione) e *riparazione compensativa* (perdite di benessere collettivo di tipo temporaneo o permanente per benefici pubblici perduti) definite nell'Allegato II della Direttiva 2004/35/CE.

Come si può osservare, dunque, numerose sono le analogie con la modalità di determinazione del risarcimento, proposta nel paragrafo 5.4, come aggregazione: i) del valore delle perdite di benessere transitorie e permanenti sofferte dagli individui a causa delle minori funzioni pubbliche espletate dalle risorse coinvolte dal-

l'evento dannoso; ii) i costi di primo intervento e valutazione sostenuti dal settore pubblico; e iii) gli eventuali costi di ripristino e surrogazione delle risorse e/o dei servizi pubblici compromessi. Tuttavia, la procedura presentata in questo capitolo propone alcuni elementi di novità, soprattutto per quanto attiene la logica operativa.

Al riguardo, in questo paragrafo sono illustrate sinteticamente tutte le fasi della procedura, mentre in quelli successivi sono approfondite quelle che ne costituiscono l'aspetto più innovativo per la valutazione. Con specifico riferimento alle risorse naturali, nel secondo paragrafo viene introdotto l'uso di matrici per l'individuazione sia delle risorse che delle funzioni compromesse dall'evento dannoso, mentre nel terzo vengono suggeriti i possibili metodi di valutazione monetaria, a seconda delle funzioni espletate dalla risorsa naturale danneggiata. Come già richiamato nel primo capitolo, nel paragrafo 6.4 sono infine illustrati gli adattamenti di tali metodi nel caso della valutazione dei beni storico-architettonici, in quanto componenti del patrimonio culturale.

Le fasi fondamentali della procedura operativa sono riassunte in Figura 6.1; in essa sono indicate le esigenze informative necessarie ed i risultati attesi in ogni fase del processo valutativo.

Fase 1: La prima fase della procedura è dedicata all'accertamento del fatto illecito che danneggia l'ambiente. Tale fase, ai fini del processo valutativo, è utile per definire il momento a cui riportare tutte le stime di valori monetari riferiti a momenti successivi (anticipazione) o precedenti (posticipazione). Generalmente a partire da tale momento, sono messe in atto, se possibile, azioni di primo intervento per evitare che il danno si propaghi ulteriormente (ad esempio, l'aspirazione dell'inquinante in eccesso che non si è ancora infiltrato nel terreno o che non è ancora stato scaricato nel corpo idrico) e di messa in sicurezza del sito. Tali costi andranno considerati ai fini della determinazione del risarcimento.

Fase 2: La seconda fase può essere ulteriormente distinta in un'analisi preliminare dell'evento dannoso, di tipo più squisitamente qualitativo, che permette di individuare le risorse ambientali prioritariamente colpite e una di quantificazione vera e propria del danno. La Figura 6.2 schematizza le relazioni che si possono instaurare tra le cause e la compromissione dell'ambiente, così come definito nel capitolo 1. Come noto, infatti, gli effetti provocati dall'evento dannoso sono in generale di natura complessa e molteplice e spesso interessano l'ambiente nella sua globalità. Pertanto, solo un'attenta analisi del processo di manifestazione e diffusione del danno, e quindi degli effetti conseguenti, consente di individuare e caratterizzare tutte le risorse che possono essere colpite e la compromissione delle relative funzioni. Un evento dannoso a carico di una data risorsa ambientale può produrre, infatti, effetti che si propagano a cascata (effetti indiretti o mediati), coinvolgendo altre risorse ambientali (atmosfera, ambiente idrico, suolo e sottosuolo) e producendo un danno all'ecosistema coinvolto mediante un complesso sistema di relazioni causa-effetto. Con riferimento alle cause, è utile fare una distinzione a seconda della tipologia di azione antropica che ha provocato il danno da valutare. In via esemplificativa, la situazione di danno che è stata determinata da rilascio di sostanze inquinanti, si differenzia da quella determinata da trasformazioni territoriali, come ad esempio l'escavazione. A seconda della tipologia di evento dannoso, infatti, muta il sistema di rilevazione, ma non cambia la metodologia di valutazione del danno. Nel caso di trasformazioni territoriali, in generale, l'indagine può giungere direttamente all'identificazione degli effetti sull'am-

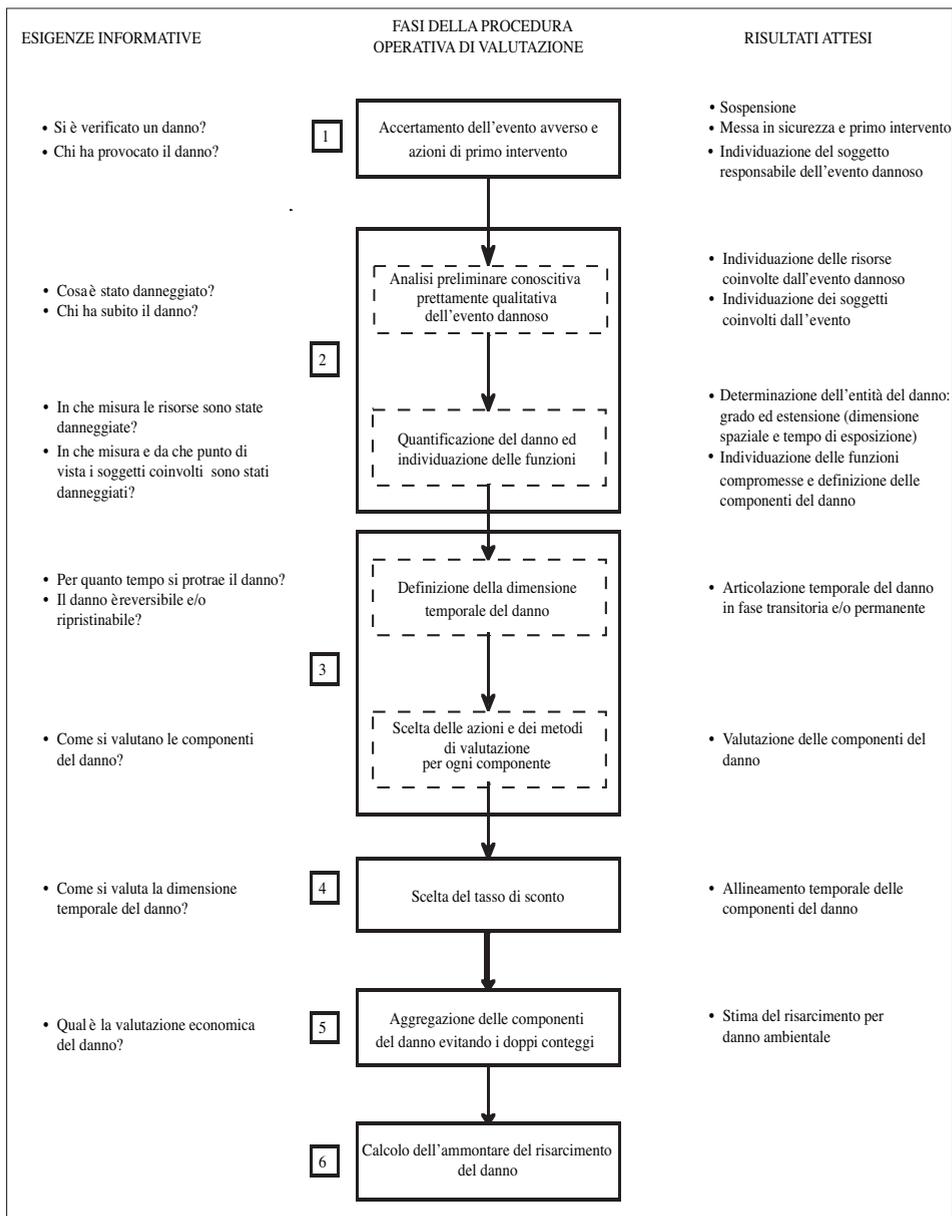


Figura 6.1 - Diagramma di flusso della procedura operativa per la valutazione del risarcimento per danno ambientale

biente, mentre, nel caso di rilascio di sostanze inquinanti l'analisi preliminare prenderà in esame i mezzi di diffusione (atmosfera, ambiente idrico, suolo e sottosuolo). Per quanto attiene le possibili tipologie di compromissione, il primo comma dell'art.18 L. 349/86 contempla, come noto, qualsiasi alterazione, deterioramento o distruzione parziale o totale dell'ambiente stesso.

Individuato l'ecosistema o gli ecosistemi e le risorse colpite, si procede alla analisi di tipo quantitativo, ovvero alla raccolta di tutti i dati di natura chimica, fisica e biologica in grado di fornire informazioni per determinare il grado e l'estensio-

ne del danno, sia in termini spaziali che temporali, rispetto ai tempi e alle modalità di esposizione all'inquinante o dell'entità del processo di trasformazione territoriale abusivo.

Tali informazioni devono essere strutturate in modo tale da permettere un corretto confronto tra la situazione 'senza' il danno, *baseline* di ogni processo di valutazione, e la situazione 'con' il danno. La fase di quantificazione risulta utile per definire se il danno sia significativo e se sia necessario procedere con le azioni di ripristino qualora tecnicamente ed economicamente possibili. L'individuazione delle funzioni pubbliche, ovvero dei beni e servizi aventi natura pubblica, compromesse¹ dall'evento avverso avviene attraverso l'uso di matrici. Queste rappresentano uno strumento in grado di mettere in relazione la natura tecnica del danno, come rilevata dalle indagini sul campo ed espressa mediante opportuni indicatori, con quella economica, in termini di compromissione e sospensione di servizi pubblici (di uso e di non-uso) prodotti dalle risorse danneggiate.

Fase 3: La terza fase della procedura di valutazione individua prioritariamente il grado di reversibilità o irreversibilità del danno, in funzione del tipo di evento e della natura del bene danneggiato. In relazione alla possibilità o meno di operare il ripristino del bene, è possibile stabilire il profilo temporale del danno (fase transitoria e permanente). Qualora siano intraprese delle azioni difensive, il relativo costo deve essere computato nella stima del risarcimento; analogamente, l'eventuale azione di ripristino o surrogazione, qualora possibile, genera una ulteriore componente del risarcimento e, nel contempo, incide sul profilo e sull'entità delle perdite di benessere degli individui. Infine, se sono intraprese azioni per surrogare alcune delle funzioni compromesse, il relativo costo costituisce una ulteriore componente del risarcimento. Come sarà meglio evidenziato nel paragrafo 6.3, nella stima del risarcimento del danno andranno quindi valutati i seguenti elementi:

- 1) i costi per spese difensive, primo intervento e messa in sicurezza;
- 2) gli eventuali costi di ripristino e surrogazione;
- 3) i mancati benefici transitori e permanenti dovuti alla diminuzione dei servizi pubblici erogati dalla risorsa danneggiata.

La *fase 3* si conclude con la scelta dei metodi di valutazione dei danni individuate e con l'effettuazione delle relative stime.

Fasi 4, 5, 6: Le componenti del danno individuate in precedenza devono riferirsi al medesimo momento (assunto convenzionalmente al momento dell'accertamento dell'illecito) tramite un opportuno tasso di sconto e devono essere aggregate, evitando i doppi conteggi. Per quanto attiene il dettaglio relativo a queste ultime fasi, si rinvia a quanto esposto nel capitolo 5.

Nei paragrafi che seguono sono approfondite le fasi di identificazione delle risorse e funzioni compromesse (*fase 2*), e di valutazione economica (*fase 3*). Nel primo caso, viene proposto un approccio matriciale basato sulla rilevazione dei servizi compromessi articolati per risorse, tipologia, funzione e tipo di valore. Nel secondo caso, sulla base di quanto previsto dalla normativa nazionale e comuni-

¹ In questo contesto sono considerati come sinonimi il termine 'funzione' e quello di 'bene e servizio' prodotto da una risorsa. In realtà, più propriamente, per 'funzione' si intende la capacità di una risorsa di fornire beni e servizi che producano, in modo diretto o indiretto, una utilità per gli individui (De Groot *et al.*, 2002). La prospettiva propriamente antropocentrica del processo di valutazione porta, infatti, ad una necessaria focalizzazione sugli effetti, intesi in senso molto lato, per l'uomo, mentre in fase di identificazione degli effetti materiali del danno è più semplice procedere per funzioni.

taria, viene suggerita una griglia per la scelta dei più opportuni metodi di valutazione monetaria.

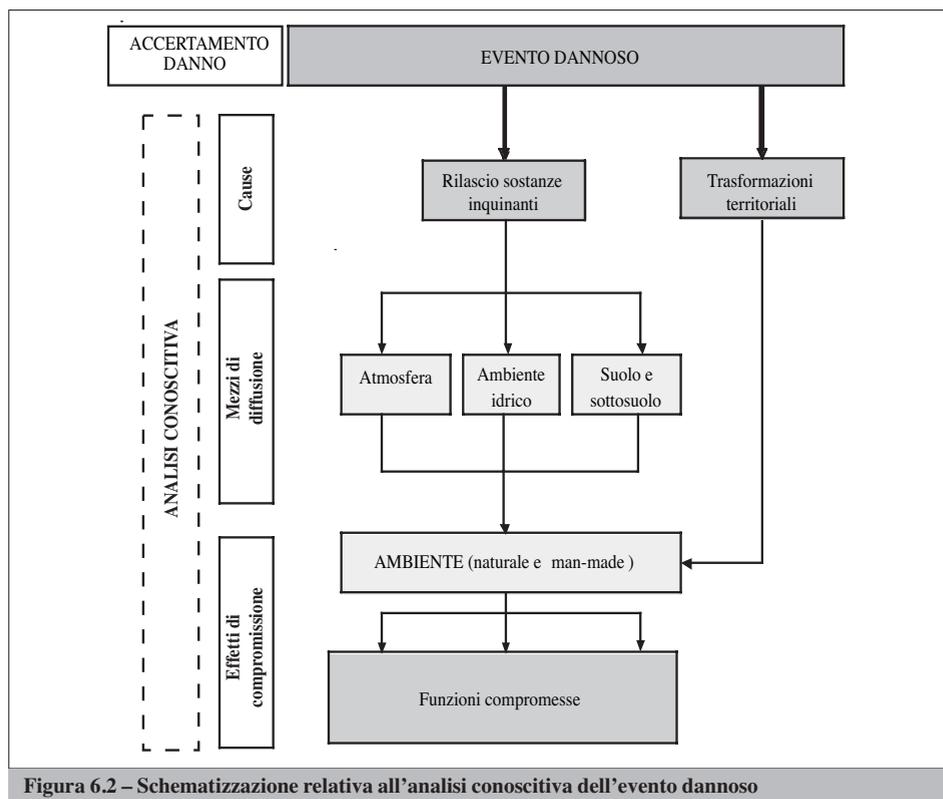


Figura 6.2 – Schematizzazione relativa all'analisi conoscitiva dell'evento dannoso

6.2 L'individuazione delle componenti del danno

Facendo specifico riferimento alle risorse naturali, in questo paragrafo viene illustrato l'approccio matriciale finalizzato ad identificare in modo sistematico le funzioni, ovvero i beni e servizi aventi natura di tipo pubblico, compromessi dal danno ambientale².

Al riguardo, va premesso che la forte eterogeneità delle fattispecie di danno all'ambiente non consente la definizione a priori di procedure e matrici perfettamente dettagliate, quanto, invece, la formulazione di linee guida operative da adattare caso per caso.

In particolare, per quanto riguarda i contenuti delle matrici proposte, e che saranno dettagliate nel capitolo 7 in merito agli aspetti tecnici degli indicatori ed alle funzioni, questi non devono essere interpretati come esaustivi. L'elencazione delle funzioni espletate da ogni risorsa e degli indicatori riportati nelle matrici ha carattere meramente esemplificativo e dovrà essere opportunamente adattata ed in-

² Vedi nota precedente.

tegrata caso per caso. In altre parole, le matrici vanno lette come uno strumento finalizzato a rendere più agevole la procedura operativa di valutazione del risarcimento, in quanto permettono di organizzare e integrare razionalmente i contributi di carattere multidisciplinare necessari, favorendo il dialogo tra esperti aventi competenze spesso assai differenti.

Sul piano metodologico, come discusso nel primo capitolo, va sottolineato che, ai soli fini operativi legati all'individuazione delle componenti del danno, l'approccio per matrici opera una scomposizione dell'ambiente, nelle risorse elementari che lo compongono (aria, acqua, suolo, flora e fauna) ed i relativi ecosistemi, senza tuttavia metterne in discussione la natura unitaria. Nell'ambiente risulta, inoltre, anche ricompreso il patrimonio storico e architettonico, essendo spesso inscindibilmente legato ad esso. Tale approccio, dunque, è coerente con la concezione di ambiente delineata dalla normativa vigente e dalla giurisprudenza, già richiamate nel primo capitolo.

6.2.1 L'approccio per matrici

La procedura proposta incorpora i concetti sopra esposti basandosi su matrici, ovvero particolari tabelle che mettono in relazione la misura tecnica del danno, in termini chimici fisici e biologici, con le funzioni compromesse della risorsa colpita. Come già richiamato, tale classificazione prevede che sia eseguita, a fini operativi, una disaggregazione dell'elemento complesso e unitario 'ambiente' nelle sue principali componenti ecosistemiche, biotiche e abiotiche.

Lo scopo di ogni matrice è evidenziare quali siano le funzioni compromesse per ogni risorsa naturale. Nel tentativo di abbracciare, almeno a livello generale, le diverse tipologie di funzioni potenzialmente danneggiabili, si considera ogni risorsa nella duplice valenza di:

- 1) *risorsa in quanto tale*, quindi concretamente e direttamente fruibile da parte dell'individuo e/o nei processi economici;
- 2) *risorsa come componente dell'ecosistema*, in riferimento al sistema di interazioni tra le componenti abiotiche e biotiche, che garantiscono il funzionamento e l'equilibrio dell'ecosistema.

L'individuazione delle funzioni svolte dalle risorse mira, dunque, a cogliere non solo la fruizione da parte degli individui, i quali possono beneficiare direttamente di una risorsa naturale (fruizione diretta), ma anche funzioni mediate tra le diverse risorse (fruizione indiretta). Tale distinzione è utile per inquadrare in modo più agevole le tipologie di funzioni compromesse e, quindi, le componenti di valore ad esse attribuibili, che possono esprimere valori d'uso, diretto o indiretto, e/o valori passivi.

In particolare, con riferimento alla Figura 6.3, la valutazione del danno si articolerà nell'identificazione, in termini generali, dell'ecosistema (o degli ecosistemi) colpito, nella sua scomposizione in risorse naturali e nella successiva individuazione analitica delle risorse prioritariamente colpite.

L'individuazione dell'ecosistema colpito può spingersi, in taluni casi, fino all'identificazione degli habitat e delle sub-aree interessate dal danno. Nel caso in cui risultino coinvolte dal danno risorse abiotiche, la rilevazione del livello di compromissione chimica, fisica, ecc. della risorsa tramite indicatori risulta utile per individuare quali siano le funzioni compromesse della risorsa stessa e le relative componenti di valore; tali funzioni sono esplicate sia dalla risorsa in sé (*freccia*

1), sia dalla risorsa intesa come componente dell'ecosistema specifico (*freccia 2*). Nel caso in cui siano interessate dal danno le risorse biotiche, l'individuazione delle funzioni compromesse e le relative componenti di valore dipendono dalla specie animale o vegetale colpita; qualora queste fossero inserite in programmi di tutela e conservazione, questa informazione va segnalata ed opportunamente utilizzata nel processo di valutazione.

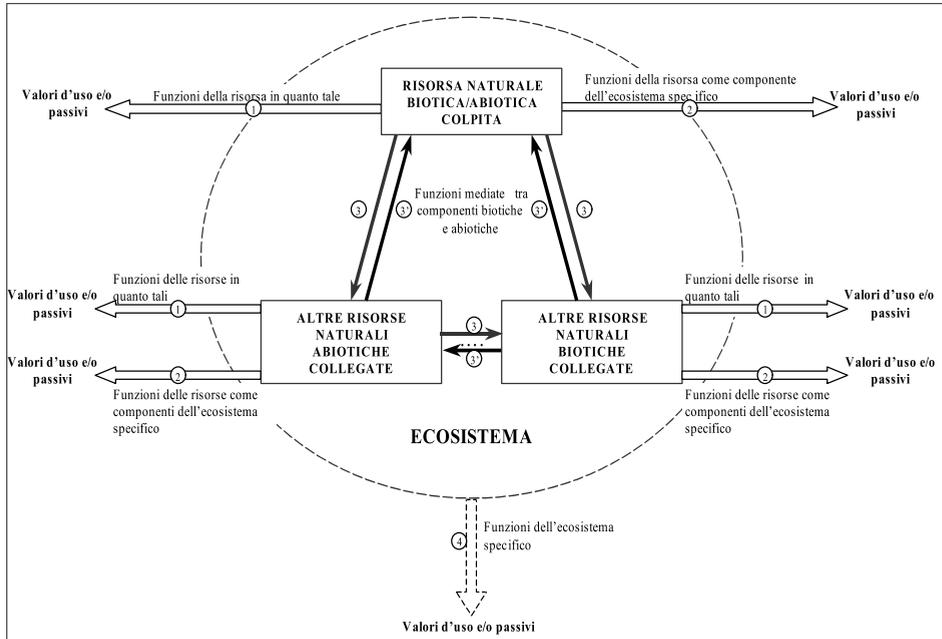


Figura 6.3 - Schema di identificazione dei rapporti tra le componenti abiotiche e biotiche di uno specifico ecosistema, delle funzioni svolte dalle risorse e delle relative componenti di valore economico

Tramite il sistema di funzioni mediate, ovvero di quelle funzioni svolte dalle risorse nei confronti di altre risorse o dell'ecosistema specifico, possono essere individuate altre risorse che sono eventualmente collegate a quelle colpite per prime, e che subiscono quindi un danno mediato (*freccia 3*) o che possono, a loro volta, influire nuovamente sulle prime con effetti di retroazione (*freccia 3'*). Per ogni risorsa individuata attraverso questo percorso devono essere ripetute le operazioni appena descritte.

La considerazione delle sole funzioni svolte dalle risorse naturali, tuttavia, potrebbe talvolta non cogliere l'effetto globale di una compromissione di un determinato ecosistema. Analizzando esclusivamente le singole risorse potrebbero, infatti, sfuggire alla valutazione le funzioni svolte dall'ecosistema nel suo complesso o dall'interazione o sinergia tra più ecosistemi (*freccia 4*).

Va prestata particolare attenzione a non effettuare doppi conteggi di una stessa funzione compromessa in sede di quantificazione del danno, ad esempio, considerandola a livello di risorsa prioritariamente colpita ed anche di risorsa collegata o di intero ecosistema.

Ad esempio, un danno occorso ad un ecosistema specifico potrebbe, nel peggiore dei casi, colpire tutte le componenti, sia abiotiche che biotiche, comprometten-

done le funzioni svolte; esso potrebbe propagarsi attraverso aria, acqua, suolo, flora e fauna, influenzando o danneggiando sia le singole risorse naturali, che eventuali altri ecosistemi connessi a quello danneggiato. In altri casi, invece, il danno potrebbe coinvolgere solo alcune delle risorse naturali che costituiscono l'ecosistema, per esempio, grazie alla messa in opera di interventi tempestivi di difesa o per condizioni sfavorevoli alla diffusione del danno stesso. Ancora, gli effetti di un danno che colpisce un ecosistema si possono propagare a cascata, partendo dalle risorse prioritariamente colpite verso altre risorse abiotiche e biotiche, dando origine ad un complesso sistema di relazioni causa-effetto; queste ultime possono tradursi, nel tempo, in un numero spesso elevato di funzioni compromesse.

Va comunque specificato che il grado di compromissione di uno o più ecosistemi dipende dalla tipologia di danno occorso, dal periodo di tempo interessato e dalle condizioni al contorno, ovvero dalle condizioni dell'ecosistema nella situazione precedente all'evento, dall'eventuale messa in opera di misure di sicurezza e primo intervento per evitare la diffusione del danno.

L'utilizzo delle matrici permette di raccordare la quantificazione fisica del danno con l'identificazione delle funzioni compromesse e, successivamente, la sua valutazione in termini economici (Figura 6.4).

Il passo successivo, quindi, consiste nella scelta del metodo di valutazione associabile ad ogni funzione compromessa. In questa fase è fondamentale evitare doppi conteggi, di natura diversa da quelli precedentemente richiamati, che derivano dal rischio di prendere in considerazione più di una volta una stessa funzione compromessa, applicando metodi di valutazione diversi.

Quanto esposto, ovviamente, va correttamente inquadrato nel processo valutativo lungo tutto il suo orizzonte temporale, tenendo conto sia della transitorietà o permanenza della compromissione delle funzioni, sia delle eventuali azioni di ripristino e delle spese difensive intraprese. È peraltro del tutto evidente che l'orizzonte temporale in cui si manifestano gli effetti dell'evento dannoso può influire direttamente sulle capacità di svolgere delle funzioni a livello di singole risorse o dell'ecosistema nel suo complesso.

6.2.2 La struttura e l'uso delle matrici

Questo paragrafo approfondisce la descrizione della struttura delle matrici da compilare in caso di danno ambientale, seguendo l'articolazione logica illustrata in Figura 6.4 che, partendo dall'individuazione dell'ecosistema colpito, identifica le risorse danneggiate (ed i relativi ecosistemi collegati) e, dunque, le matrici da compilare.

In generale, le matrici riportano lungo le righe tutti gli indicatori, fisici, chimici, biologici, ecc. che quantificano il danno e nelle colonne le funzioni compromesse. Ricordando ancora una volta come tali liste non siano esaustive, ma vadano adattate caso per caso, in questo paragrafo viene illustrata la logica che ispira l'elencazione delle funzioni danneggiate (colonne della matrice) e degli indicatori (righe della matrice). Nel capitolo 7 saranno proposti per ciascuna risorsa alcuni indicatori e funzioni, mentre le matrici nel loro complesso saranno riportate nell'Appendice 1.

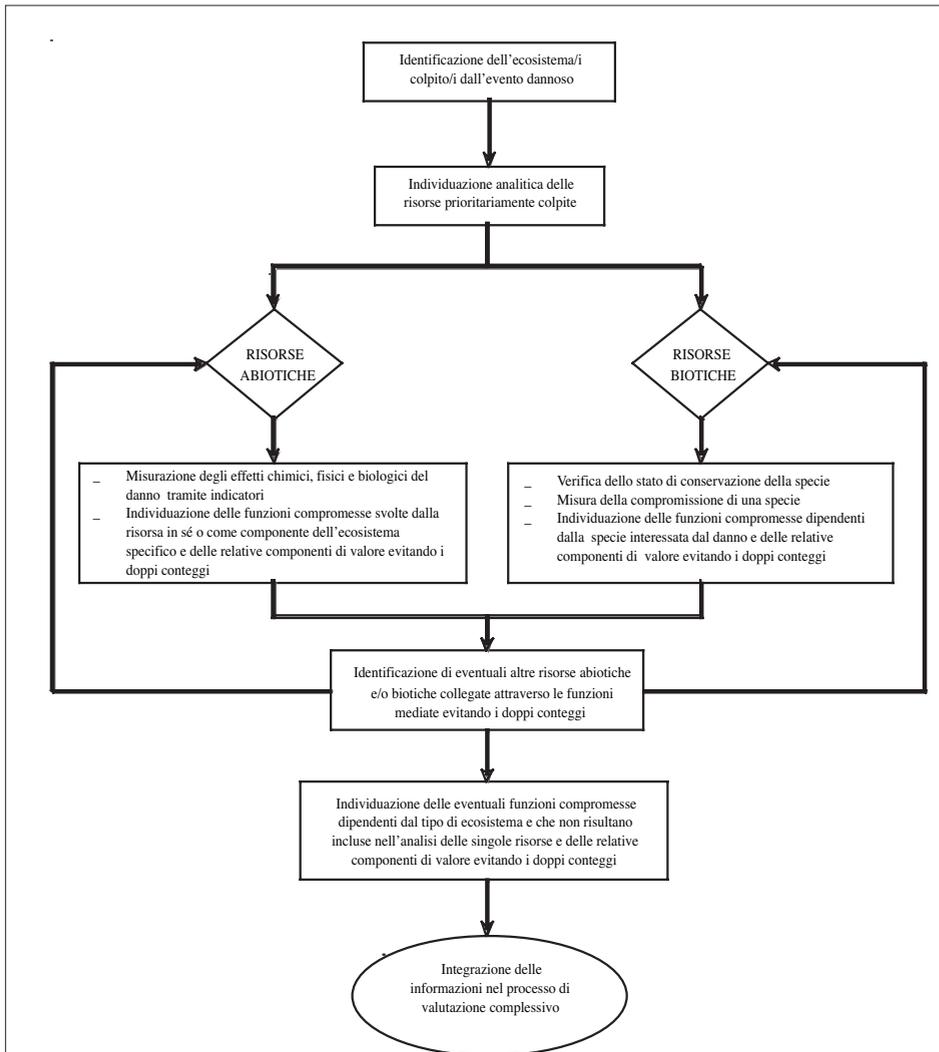


Figura 6.4 - Le matrici come strumento di raccordo tra la quantificazione e la valutazione economica del danno

Le funzioni

La struttura delle matrici, di cui si riporta un esempio in Tabella 6.1, si differenzia a seconda che si riferiscano a risorse abiotiche o biotiche. Le matrici relative alle risorse abiotiche (acqua, aria e suolo) sono meglio caratterizzabili a priori, in termini di relazioni potenziali tra indicatori e funzioni, rispetto a quelle biotiche, una volta che siano stati identificati gli ecosistemi o gli habitat collegati (ed esempio le acque fluviali, lacustri, marino costiere, ecc.). Per le matrici relative alle risorse biotiche (flora e fauna), invece, risulta più difficile fornire a priori un elenco, pur parziale, di indicatori, dato l'elevato numero di specie animali e vegetali, generalmente caratterizzate da indicatori specifici atti ad evidenziarne la compromissione. Le matrici relative a flora e fauna sono, dunque, strutturate diversamente e riportano oltre alle funzioni i parametri per valutare lo stato di conservazione e di tutela relativa ad ogni specie interessata dal danno. Tali parametri, o indicatori di conservazione, contribuiscono a valutare meglio l'entità del risarcimento, ad esempio, evidenziando la presenza di valori passivi.

Nell'organizzazione delle matrici per quanto attiene la struttura delle colonne, ci si è ispirati ad alcuni criteri logici di classificazione, utili ad agevolare la fase valutativa. Tali criteri sono così riassumibili:

1) *Classificazione delle funzioni in base alla modalità con cui generano utilità.*

Le colonne delle matrici sono distinte in quattro tipi: i) la prima, relativa alle funzioni di produzione, ovvero alla fruizione diretta della risorsa come mezzo per la produzione di altri beni e servizi; ii) la seconda, relativa alle funzioni di domanda di beni e servizi prodotti dalla risorsa o dal suo ecosistema ed espresse dai fruitori diretti di tali beni e servizi. È questo il caso, ad esempio, della domanda di prodotti a fruizione diretta libera (funghi, piccoli frutti, selvaggina, acqua di particolari sorgenti, ecc.), di servizi di tipo ricreativo pubblico (escursioni, balneazione, pesca ricreativa, ecc.), di servizi paesaggistici (estetici, storico-culturali, ecc.) di salubrità, intesa come rischio per la salute; iii) la terza, riporta le funzioni ecologiche (ricarica della falda, regolazione dei flussi idrologici, depurazione, funzioni di habitat, ecc.), apprezzate da tipologie di individui, più o meno ampie, che esprimono una domanda d'uso diretta o indiretta per tali servizi o, in taluni casi, vi associano valori passivi; iv) la quarta, relativa alle funzioni che travalicano il mero uso, diretto ed indiretto, e che, generalmente, interessano una più vasta popolazione, quali la preservazione delle funzioni per usi futuri, da parte della generazione attuale e delle prossime (risorse genetiche, stock per le generazioni future, ecc.), o le funzioni informative (storiche, scientifiche, educative) cui sono associati valori di opzione, lasciato ed esistenza (Hawkins, 2003). Ad esempio, taluni servizi di tipo paesaggistico connaturati da rilevanti attributi di tipo storico, culturale o simbolico, se danneggiati, vanno valutati anche per la componente di valore passivo³.

2) *Classificazione delle funzioni-beni e servizi prodotti in base ai tipi di valore prevalentemente espressi.* Direttamente collegata alla precedente, tale distinzione risulta molto importante non solo in quanto richiama direttamente i me-

³ Il paesaggio, secondo tale accezione, è peraltro oggetto anche di tutela normativa sia a livello nazionale che internazionale. Si veda la Legge 1497 del 1939 e la Legge 431 del 1985 (Legge Galasso), riprese dal Decreto Legislativo 490 del 29 ottobre 1999, e la Convenzione Europea sul paesaggio, adottata dal Consiglio di Europa il 19/7/2000.

todi di valutazione più opportuni da adottare, ma anche perché permette di identificare la tipologia di individui, e, dunque, la popolazione colpita dal danno. Ad alcune funzioni, ad esempio, possono essere associati univocamente valori di uso, come nel caso di funzioni di produzione e di domanda e gli individui direttamente colpiti sono rappresentati dai fruitori diretti; ad altre è possibile invece associare delle componenti di valore passivo, sia in termini di esistenza (prevalentemente per le componenti biotiche flora e fauna), sia di opzione e lascito. In questo caso, la popolazione interessata da una perdita di benessere è generalmente più ampia rispetto a quella dei fruitori diretti. In molti casi la distinzione tra funzioni caratterizzate esclusivamente da valori di uso e funzioni caratterizzate da valori passivi è più problematica, come nel caso, ad esempio, del paesaggio e l'opportunità di valutare le componenti passive va valutata caso per caso anche in relazione all'entità del danno, soprattutto sotto il profilo temporale (irreversibilità).

3) *Classificazione delle funzioni svolte dalla risorsa in quanto tale e come componente di un ecosistema.* Come già ricordato, le matrici permettono di individuare di volta in volta le funzioni svolte dalle risorse naturali colpite sia come risorse in quanto tali (colonne in grigio chiaro), che come componenti dell'ecosistema specifico in cui sono inserite (colonne in grigio scuro). Tuttavia, ai fini valutativi operativi, tale distinzione è spesso sfuocata, in quanto talune funzioni sono svolte sia dalla risorsa in sé che dall'ecosistema che la ospita. Ad esempio, la balneabilità o la navigabilità, possono assumere una valenza diversa e richiamare quindi metodi diversi per la valutazione a seconda che si riferiscano alla risorsa acqua in senso stretto o all'ecosistema (ad esempio fiume, lago, ecc.) in cui sono praticate. Va tuttavia segnalato che, in sede di applicazione operativa delle matrici, tale distinzione può ingenerare rischi di doppi conteggi; per questo motivo, le funzioni per cui è più facile ricorrere nell'errore e che richiedono più attenzione sono state contrassegnate nelle matrici con un asterisco.

4) *Distinzione tra funzioni di tipo pubblico e privato.* In linea teorica, dato che le matrici proposte vanno impiegate per valutare il risarcimento per danno ambientale, andrebbero evidenziate solo le funzioni di tipo pubblico compromesse. Nell'esempio riportato in Tabella 6.1 tuttavia sono segnalate anche alcune funzioni di natura generalmente privata. La loro esplicitazione è dovuta al fatto che, in alcuni casi, esse assumono natura di tipo pubblico o misto e, quindi, è necessario includerle nella valutazione. Si pensi ad esempio, alla domanda di acqua o di specie vegetali ed animali per consumo diretto e libero (fuori mercato) a scopo alimentare e/o terapeutico. Le funzioni che prevalentemente possono avere doppia natura, pubblica e privata, sono state riportate nelle matrici in corsivo.

Gli indicatori

Per quanto riguarda la struttura delle righe, ovvero la scelta degli indicatori che permettono di quantificare la compromissione della risorsa e delle sue funzioni, occorre innanzitutto precisare che non è possibile (tecnicamente e/o economicamente) effettuare il monitoraggio di tutti i parametri chimico-fisici e biologici che descrivono in maniera puntuale lo stato di risorse o di ecosistemi, sia nella situazione 'senza' che 'con' l'evento colposo. Ai fini della valutazione economica del

danno, è comunque necessario effettuare una valutazione comparativa di più indicatori, scelti opportunamente tra quelli disponibili anche nella situazione in assenza del danno, per ciascuna delle componenti interessate, sia direttamente che indirettamente, dall'evento dannoso.

In generale, sarà possibile un utilizzo più efficace dei dati disponibili scegliendo opportunamente, per ciascuna componente ambientale in esame, un insieme di indicatori ovvero di parametri (chimici, fisici, biologici) che presentino uno stretto legame con la alterazione rilevata nella risorsa.

Gli indicatori sono quindi 'strumenti' che consentono di rappresentare un fenomeno complesso analizzandone anche un solo aspetto che tuttavia può essere rappresentativo della situazione nel suo insieme, fornendo un quadro sintetico della situazione analizzata e semplificando il processo di comunicazione dell'informazione.

La scelta degli indicatori da utilizzare costituisce pertanto un momento critico della fase di rilevazione del danno; infatti, non basta avere a disposizione un insieme di dati, ma vanno individuati, a partire da questi, quegli indicatori che permettano di rilevare la compromissione di una o più funzioni svolte dalla risorsa attraverso una loro variazione rispetto alla situazione 'senza' il danno.

Pertanto gli indicatori scelti dovranno essere in grado di:

- 1) descrivere una situazione ambientale utilizzando un numero limitato di parametri e misure rispetto a quello che generalmente viene considerato per la descrizione puntuale del fenomeno;
- 2) semplificare la comprensione del fenomeno in modo che il valore informativo scaturito dall'applicazione dell'indicatore possa essere facilmente utilizzato anche dai 'non esperti'.

In generale, la scelta degli indicatori, dunque, va effettuata a partire da quelli espressamente previsti dalla normativa vigente in materia di tutela ambientale, questo con riferimento sia ai necessari aspetti di violazione di legge che caratterizzano la definizione del danno ambientale, sia alle caratteristiche specifiche di tali indicatori, ovvero:

- 1) attendibilità tecnica;
- 2) comprovata validità scientifica;
- 3) buona applicabilità e reperibilità dei dati relativi, anche nella situazione 'senza il danno';
- 4) coerenza con gli obiettivi di qualità e tutela adottati in ambito nazionale ed internazionale.

L'uso delle matrici

Prima di passare in esame le possibili utilizzazioni delle matrici, ovvero le diverse modalità di compilazione, è opportuno soffermarsi sulla duplice valenza delle funzioni ecologiche: identificare una funzione compromessa svolta da una risorsa, oppure costituire un collegamento tra la risorsa naturale prioritariamente colpita e altre risorse e/o funzioni compromesse. È importante sottolineare che, per evitare il rischio di doppi conteggi, nel secondo caso gli effetti del danno sulla funzione colpita in via prioritaria andranno conteggiati solo con riferimento alle funzioni identificate sulla matrice della risorsa colpita in via mediata. In altre parole, vi possono essere due soluzioni alternative:

- 1) redigere anche la matrice della risorsa colpita in modo indiretto. In questo ca-

so, la componente di valore da stimare sarà associata a questa ultima e non anche alla funzione ecologica della risorsa colpita prioritariamente;

- 2) compilare solo la matrice della risorsa colpita direttamente. In questo caso, la componente di valore sarà associata alla funzione ecologica della risorsa di partenza.

Va peraltro precisato che, generalmente, è più agevole pervenire a valutazioni più robuste di tali componenti del danno se si segue il primo percorso. Da un lato, infatti, sono generalmente evidenziate funzioni più vicine all'apprezzamento diretto e, dall'altro è possibile dettagliare meglio le varie componenti di valore compromesse. Si pensi ad esempio ad un danno che colpisca prioritariamente la risorsa acqua e che tra le funzioni ecologiche danneggiate sulla matrice acqua sia segnalata una riduzione della sua capacità portante per le risorse alieutiche. Questo può essere descritto in due modi diversi: o direttamente come perdita di una funzione ecologica della risorsa acqua, o, in via mediata, attraverso la matrice fauna che identifica le specie ittiche interessate. A questo livello può risultare più agevole valutare se la riduzione della biomassa per ciascuna specie è tale da influire solo sui prelievi (in questo caso andrebbe valutata solo la perdita di utilità conseguente alla funzione di uso pubblica) o se la compromissione incide in modo rilevante anche sullo stock, interessando anche valori passivi.

Una volta selezionate ed adattate al caso specifico, le matrici si prestano a diverse modalità di utilizzo, che si traducono in modi alternativi di compilazione. Il grado di analicità dipende da molti fattori tra cui sembra opportuno richiamare il grado di esperienza maturato dagli individui coinvolti nel processo di analisi e di valutazione del danno nell'operare in modo sinergico e mettendo in comune bagagli di conoscenze e competenze anche molto diverse.

A seconda del crescente livello di analicità delle informazioni riportate nelle caselle si possono distinguere i seguenti impieghi:

- 1) semplice *check list*. La casella è riempita con un simbolo (√) che segnala la compromissione della funzione senza entrare nel merito della scala di questa componente del danno né in termini di entità né di profilo temporale⁴;
- 2) indicazione, per ogni funzione compromessa, dell'intensità dell'effetto atteso, espresso su scala qualitativa, del tipo: trascurabile (*T*), moderato (*M*), alto (*A*);
- 3) indicazione, per ogni funzione compromessa, della scala dell'effetto sotto il profilo temporale, ad esempio, come reversibile (*R*), non reversibile (*NR*) ed indicando ove possibile, se sia prefigurabile un intervento umano per accelerare il ritorno alle condizioni di partenza o alla stabilizzazione degli effetti (ripristinabile, *RP*, o non ripristinabile, *NRP*).

Ovviamente, le indicazioni proposte sono del tutto esemplificative e, ove possibile, integrabili tra di loro, come sarà meglio chiarito dagli esempi riportati nel capitolo 8. Va comunque ribadito che una compilazione di carattere qualitativo di tali matrici sia di grande ausilio per stabilire un dialogo costruttivo tra quanti sono coinvolti, con competenze diverse, nel processo di quantificazione e valutazione del danno. D'altra parte è proprio questo lo scopo delle matrici.

⁴ Qualora una funzione compromessa sia segnalata sulla matrice della risorsa prioritariamente colpita ma utilizzata come collegamento con altre matrici, è utile evidenziare questo fatto con un simbolo specifico, per esempio un asterisco, per evitare il doppio conteggio.

Tabella 6.1 - Esempio di matrice di risorsa naturale: Acque fluviali

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | | | | | | | | | |
|---|--------------|-----------|--------------|-------|-----------------------|--------------------|---------------------|--------------------|----------|--------------|--------------------|--------------|--------------------|
| | Produzione | | | | | | | | Civile | | | | Servizi ricreativi |
| | Agricoltura | | Allevamento | | Industria | | Servizi (Terziario) | | Civile | | Servizi ricreativi | | |
| INDICATORI | Irrigazione | Zootecnia | Acquacoltura | Pesca | Produzione di energia | Produzione di beni | Turismo | Trasporto, scambio | Altro... | Uso potabile | Uso non potabile | Balneazione* | Servizi ricreativi |
| Potabilità | | | | | | | | | | | | | |
| Caratteristiche di qualità per acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure corpi idrici ad uso potabile | | | | | | | | | | | | | |
| Balneazione | | | | | | | | | | | | | |
| Parametri di balneabilità | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure di balneazione | | | | | | | | | | | | | |
| Qualità | | | | | | | | | | | | | |
| Acque idonee alla vita dei pesci | | | | | | | | | | | | | |
| Livello inquinamento da macrodescrittori (LIM) | | | | | | | | | | | | | |
| Indice biotico esteso (IBE) | | | | | | | | | | | | | |
| Stato ambientale dei corsi d'acqua (SACA) | | | | | | | | | | | | | |
| Stato ecologico dei corsi d'acqua (SECA) | | | | | | | | | | | | | |
| Quantità | | | | | | | | | | | | | |
| Portata | | | | | | | | | | | | | |
| Deflusso minimo vitale | | | | | | | | | | | | | |
| Altro..... | | | | | | | | | | | | | |

Legenda:

grigio chiaro: risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro: risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo: doppia natura, pubblica e privata;

(*) rischio di doppi conteggi

| Domanda | | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | | | | | | | | VALORI PASSIVI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------|--|--------------------------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | | Funzioni ecologiche | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Navigabilità* | | | | | | | | | | | | Sostentamento materie prime | | | | | | | | | | | Ricerca scientifica* | | | | | | | | | | |
| Pesca ricreativa | | | | | | | | | | | | Diluizione inquinanti/ effetto tampona | | | | | | | | | | | Riserva per generazioni future | | | | | | | | | | |
| Balneazione* | | | | | | | | | | | | Produttività trofica | | | | | | | | | | | Riserva per usi potenziali futuri | | | | | | | | | | |
| Navigabilità* | | | | | | | | | | | | Salubrità | | | | | | | | | | | Capacità di preservare risorse genetiche | | | | | | | | | | |
| Altre attività ricreative | | | | | | | | | | | | Regolazione flussi idrologici | | | | | | | | | | | Valore storico-culturale | | | | | | | | | | |
| Servizi educativi | | | | | | | | | | | | Depurazione | | | | | | | | | | | Ricerca scientifica* | | | | | | | | | | |
| Servizi paesaggistici | | | | | | | | | | | | Habitat per specie | | | | | | | | | | | Altro... | | | | | | | | | | |
| Altro... | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

6.3 Individuazione del profilo temporale del danno, scelta delle azioni e dei metodi di valutazione monetaria

In questo paragrafo si analizza nel dettaglio la *fase 3* della procedura indicata in Figura 6.1 e relativa alla scelta dei metodi di valutazione monetaria in relazione al profilo temporale del danno. La Figura 6.5 ne riassume i passaggi più salienti, trascurando, per semplicità, gli eventuali interventi di primo intervento e messa in sicurezza.

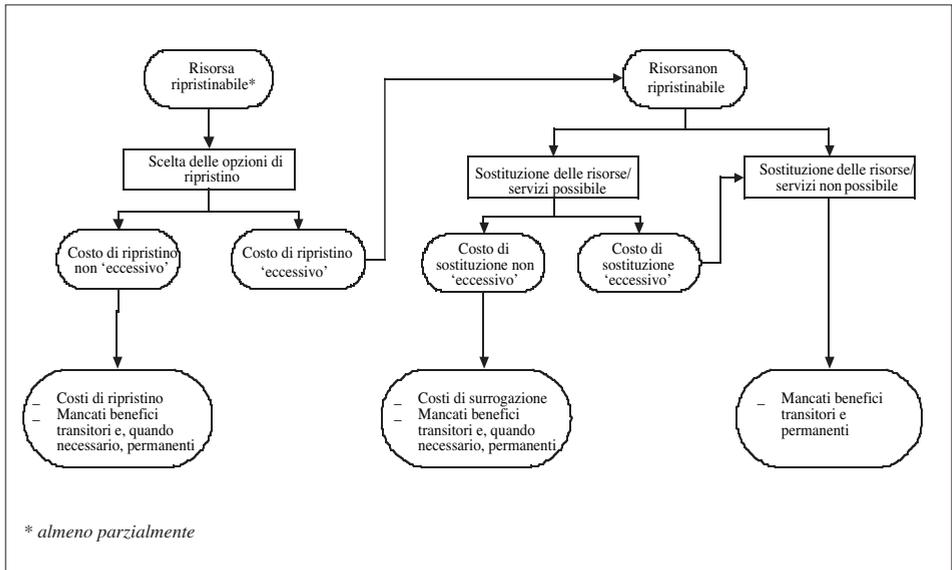


Figura 6.5 - Scelta delle azioni e dei metodi di valutazione

Fonte: ripreso e modificato da: Commissione Europea, 2001.

Come si può osservare, va innanzitutto valutata la possibilità di ripristino parziale o totale della risorsa danneggiata e delle sue funzioni compromesse. Ciò è dovuto al fatto che: i) il ripristino della risorsa danneggiata è espressamente richiamato sia dalla normativa italiana⁵ che dalla Direttiva comunitaria (Parlamento Europeo, 2004); e ii) la possibilità di ripristinare, parzialmente o totalmente la risorsa danneggiata influenza direttamente anche il profilo temporale delle altre componenti del danno. In altre parole, l'eventuale ripristino della risorsa influenza in modo rilevante l'intero processo valutativo (Leschine *et al.*, 1997).

La valutazione della ripristinabilità delle risorse va effettuata sia sotto il profilo tecnico che economico. Dal primo punto di vista, l'impossibilità del ripristino è riconducibile alla irreparabilità tecnica del danno o al fatto che le condizioni fisiche sfavorevoli⁶ rendono ogni intervento più nocivo che utile. Sotto il profilo economico, se esistono una o più opzioni di ripristino equivalenti sul piano del

⁵ Al riguardo, il comma 8 dell'Art 18 L.348/1986 stabilisce che 'il giudice, nella sentenza di condanna, dispone, ove possibile, il ripristino dello stato dei luoghi a spese del responsabile'.

⁶ In alcuni casi, dato l'alto grado di sensibilità del sistema ecologico danneggiato (ad esempio: riserve naturali integrali), l'intervento umano, se pur a scopo di ripristino, può rischiare di peggiorare le condizioni del sistema ecologico stesso.

risultato, andrà preferita l'azione di costo inferiore e la valutazione va effettuata tramite un'analisi costi-efficacia o costi-benefici. Ci possono essere, inoltre, dei casi in cui il costo di ripristino risulti eccessivo alla luce di un'analisi costi-benefici.

Nel caso di impossibilità tecnica o di costi di ripristino troppo alti, l'obiettivo allora diventa 'compensare' la perdita subita dagli individui: tale compensazione può aver luogo attraverso la surrogazione delle risorse e dei servizi pubblici persi (parte centrale della figura), ove possibile, o attraverso la stima di un equivalente monetario per i mancati benefici sia transitori che permanenti (parte destra). Il risarcimento, dunque, incorpora non solo le voci relative agli eventuali costi sostenuti dalla collettività per spese difensive, ripristino e/o surrogazione, ma anche i mancati benefici conseguenti alla compromissione dell'erogazione dei servizi di tipo pubblico, valutati, di volta in volta, con le modalità descritte in Figura 6.5. In sintesi, dunque, le componenti del risarcimento da stimare in ciascuna delle situazioni prospettate in Figura 6.5 ed in accordo a quanto già richiamato nei capitoli precedenti, possono essere riassunte nella seguente formula generale:

$$\text{Risarcimento} = \text{eventuali costi per spese difensive}^7 + \text{eventuali costi di ripristino e/o surrogazione} + \text{mancati benefici transitori e/o permanenti}$$

Al fine di selezionare i più opportuni metodi di valutazione per la stima dei mancati benefici, occorre innanzitutto stabilire se si è nelle condizioni per avviare uno studio di carattere primario, e quindi condurre un'indagine *ad hoc*, oppure secondario, e quindi ricorrere al *benefit transfer* (come presentato nel capitolo 4).

I criteri che portano alla scelta di uno studio primario piuttosto che secondario sono legati all'entità del danno, alla criticità della risorsa ambientale colpita, alla quantità e qualità dei dati a disposizione, alla tipologia di informazione necessaria, nonché al tempo e alle risorse finanziarie disponibili per la valutazione (Commissione Europea, 2001). In Tabella 6.2 è riportata una griglia che suggerisce alcuni criteri guida scegliere fra valutazione primaria e secondaria.

Tabella 6.2 – Criteri per la scelta tra metodi di valutazione primari o secondari

| Metodi | Studi a Disposizione | Tempi di valutazione | Budget a Disposizione |
|-----------|-------------------------|----------------------|-----------------------|
| Primari | Non presenti | Lunghi | Alto |
| Secondari | Presenti e trasferibili | Brevi | Basso |

Quanto maggiore è l'entità del danno, e quanto più critica è la risorsa, soprattutto per quanto attiene le sue connotazioni di 'unicità', tanto più si rende necessario intraprendere uno studio di valutazione specifico.

Per quanto attiene l'applicabilità del *benefit transfer*, nella situazione italiana va messa in evidenza la relativa esiguità di studi primari che presentino caratteristiche tali da renderli trasferibili in un contesto valutativo diverso da quello originario. Sul piano internazionale⁸, va segnalato come negli ultimi anni si stiano con-

⁷ Le azioni difensive possono includere azioni di primo intervento (*remedial actions, clean-up* dai contaminanti) e di messa in sicurezza (*emergency measures*). Tra tali costi si è soliti includere anche quelli sostenuti per l'attività di valutazione e monitoraggio degli interventi.

solidando dei database contenenti studi di valutazione ambientale con caratteristiche adatte ad un loro impiego in procedure di *benefit transfer*. I risultati di tali studi, reperibili in rete, sono organizzati in apposite schede, strutturate in base alle risorse valutate, al contesto causale e geografico, ai metodi impiegati ed ai valori monetari ottenuti.

Nel momento in cui si decida di intraprendere uno studio primario per la stima dei mancati benefici, si pone il problema di individuare i più appropriati metodi di valutazione, tra quelli proposti nel capitolo 4.

Riprendendo quanto già richiamato nel paragrafo 5.2, la scelta dei metodi più appropriati va effettuata caso per caso (Hawkins, 2003; De Groot *et al.* 2002), anche se possono essere qui richiamate alcune indicazioni di carattere generale:

- 1) la molteplicità delle funzioni compromesse con il danno suggerisce di scegliere un appropriato metodo di valutazione per ciascuna di esse. La scelta, da valutare di volta in volta, è legata alla specifica natura del bene o servizio pubblico danneggiato;
- 2) per quanto riguarda le funzioni d'uso, è raccomandabile ricorrere a stime robuste e dunque ancorate, per quanto possibile, a riferimenti di mercato diretti o indiretti (vedi Tabella 5.2);
- 3) i metodi basati sulle preferenze dichiarate (valutazione contingente, *conjoint choice*) presentano, in linea teorica, la massima flessibilità d'impiego, dato che permettono la valutazione sia di componenti d'uso che di tipo passivo. Tuttavia, in sede di valutazione risarcitoria, si ritiene di suggerire il loro impiego per la stima di mancati benefici associati alla perdita di valori passivi.

In Tabella 6.3 sono riprese dai capitoli precedenti alcune indicazioni in merito alla scelta dei metodi di valutazione di alcune funzioni pubbliche espletate da una generica risorsa naturale.

Dal suo esame si può osservare che, in generale, si ricorre a metodi riconducibili a stime di costi o di prezzi per tutte quelle funzioni pubbliche che hanno un legame più diretto con il mercato (produzione e domanda), prediligendo l'approccio delle preferenze rivelate (metodo del costo del viaggio, metodo edonimetrico) nel momento in cui risultino compromesse funzioni ricreative e paesaggistiche, per le sue connotazioni prevalenti di uso.

Più complesso è il discorso per le funzioni ecologiche. In un contesto risarcitorio, come già evidenziato, sembra più opportuno, ove possibile, valutare le funzioni compromesse in via mediata sulle risorse collegate, utilizzando i metodi più appropriati. Nel caso ciò non sia possibile, per la stima diretta della perdita di benessere associato alle funzioni ecologiche compromesse, sembra preferibile l'approccio delle preferenze dichiarate, soprattutto quando sono interessate significative componenti di valore passivo. Va, infine, ricordato che la perdita di benessere conseguente alla compromissione di funzioni ecologiche potrebbe anche essere assimilata, anche se impropriamente, ai costi di ripristino o, secondariamente, di costi di surrogazione nei casi di ripristino/surrogazione obbligatori.

Da ultimo, per tutte le funzioni compromesse cui siano associabili dei valori passivi, l'unico approccio di valutazione è quello delle preferenze dichiarate (valuta-

⁸ Va precisato al riguardo che il *benefit transfer* tra paesi diversi è applicabile sotto condizioni generalmente più restrittive rispetto a quelle relative ad aree appartenenti ad uno stesso stato, dato che possono essere disomogenei e non confrontabili molti più fattori tra cui quelli che influiscono sul processo di formazione dei valori da parte degli individui.

zione contingente e *conjoint choice*). È questo il caso, ad esempio, di danni che hanno colpito risorse ambientali con caratteristiche di rarità o unicità, per cui risultino compromesse irreparabilmente funzioni estetiche, culturali, storiche, o di tipo scientifico-educativo molto apprezzate dalla società per sé e per le generazioni future. È questo, ad esempio, il caso di una funzione paesaggistica compromessa irreparabilmente avente una forte valenza storico-culturale che la connatura con caratteristiche di ‘unicità’.

Più in generale, da questo ultimo esempio emerge la necessità di scegliere con cautela i metodi di valutazione per le funzioni cui non siano attribuibili a priori esclusivamente valori di uso o valori di tipo passivo.

Nel capitolo 8 saranno illustrati alcuni esempi applicativi, la cui lettura può fornire ulteriori spunti circa i criteri di scelta dei metodi di valutazione.

Come già rilevato, la compromissione della funzione di salubrità dell’ambiente, espressa in termini di rischio per la salute dell’uomo, richiede degli adattamenti specifici dei metodi di valutazione, già discussi nel paragrafo 4.6, a cui si rimanda. Quando il danno ambientale colpisca anche dei manufatti storico-architettonici, invece, la intera procedura valutativa richiede degli adattamenti specifici, descritti nel prossimo paragrafo.

Tabella 6.3 - Funzioni pubbliche compromesse e metodi di valutazione per la stima dei mancati benefici transitori e/o permanenti

| Funzioni \ Metodi di valutazione | Produzione | | | Domanda | | | Ecologiche | | | | Risorsa per generazioni future | Capacità di preservare risorse genetiche | Risorsa per usi potenziali futuri | Valore storico - culturale | Altro... | |
|------------------------------------|------------------|--------------------|-------------------|---------------------------|------------|---------------|--------------------|------------------------------------|-------------------------------|-----------------|--------------------------------|--|-----------------------------------|----------------------------|----------|--|
| | Settore Primario | Settore Secondario | Settore Terziario | Beni a fruizione pubblica | Ricreativa | Paesaggistica | Habitat per specie | Capacità di assimilazione sostanze | Regolazione flussi idrologici | Salubrità (***) | | | | | | |
| Costo per spese difensive | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | |
| Costo di ripristino* | | | | | | | x | x | x | | | | | | | |
| Costo di surrogazione | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | |
| Prezzi di mercato | x | x | x | x/X | x | x | | | | | | | | | | |
| Prezzi edonici | x | x | x | x/X | | X | | | | | | | | | | |
| Costo di viaggio | | | | x | X | x | | | | | | | | | | |
| Valutazione contingente | | | | x | x | x | X | X | X | | X | X | X | X | | |
| <i>Conjoint choice analysis</i> ** | | | | x | x | x | X | X | X | | X | X | X | X | | |

* Il metodo dei costi di ripristino è suggerito nella valutazione dei servizi ecologici nei casi di ripristino obbligatorio ** Tale metodo di valutazione può essere utilizzato ad esempio per la scelta tra azioni di ripristino e surrogazione alternative *** Si veda paragrafo 4.6

Legenda:

X = metodo appropriato (*first best solution*)

x = metodo utilizzabile (*second best solution*)

x/X = l’impiego del metodo dipende dal tipo di risorsa danneggiata e/o dalla funzione compromessa

6.4 La valutazione dei danni a manufatti architettonici di valore storico e culturale⁹

La stima dei danni ai manufatti architettonici di valore storico e culturale, quali particolari componenti del 'patrimonio culturale' costituisce un importante filone di ricerca che può essere approfondito in sede di valutazione del danno ai beni ambientali, per motivi che possono essere ricondotti alle seguenti osservazioni:

- 1) la letteratura riguardante la valutazione dei beni ambientali è ormai concorde nell'includere nella nozione di ambiente (e di bene ambientale) anche oggetti costruiti dall'uomo, se contraddistinti da determinati caratteri (Sirchia, 2000);
- 2) il danno ambientale spesso si manifesta non solo come danno alle componenti ecologiche, ma anche come danno alle componenti estetiche e paesaggistiche dell'ambiente. Il valore di tali componenti spesso deriva anche dalla presenza *in situ* di edifici storici di pregio e di manufatti architettonici caratterizzati da particolare valore culturale, storico e artistico.

Queste categorie particolari di edifici, insieme a taluni beni naturali (parchi storici, giardini antichi, per i quali emergano comunque caratteri di interesse storico-culturale) possono essere inclusi nella più ampia categoria di bene culturale¹⁰, dal momento che costituiscono 'testimonianza materiale avente valore di civiltà', cui vengono comprensibilmente riconosciute le caratteristiche di unicità, non-riproducibilità e non-sostituibilità.

Da quanto detto risulta chiaro, quindi, come i ragionamenti svolti nei capitoli precedenti riguardo alla natura pubblica dei beni ambientali possano essere applicati anche per definire e descrivere alcune funzioni dei beni culturali architettonici. Inoltre, ad essi va affiancata la definizione di bene meritorio (Musgrave, 1971), ovvero della capacità di produrre benefici pubblici, privati ed externalità (Buchanan e Stubblebine, 1962)¹¹, come il contributo alla bellezza del paesaggio, alla cultura, all'identità sociale, alla preservazione delle tradizioni delle comunità, al pregio e alla qualità urbana, a talune attività produttive (ad esempio, il turismo). È da tutte queste caratteristiche che discende, quindi, l'interesse pubblico alla tutela, conservazione e valorizzazione di questi beni. Va inoltre notato che, in riferimento ai manufatti architettonici di valore culturale e storico, è importante, ai fini risarcitori, identificare le componenti pubbliche del bene, non già in termini di proprietà, quanto sulla base delle funzioni svolte. Esiste, infatti, un intero patrimonio architettonico culturale di proprietà privata che produce tuttavia flussi di benefici pubblici.

In questa sede, la valutazione del danno non riguarda quindi il valore patrimoniale dell'immobile, ma il valore della sua componente pubblica, cioè delle caratteristiche formali, morfologiche o artistiche dalle quali derivano le funzioni svolte,

⁹ Nel presente paragrafo si useranno con lo stesso significato il termine 'manufatto architettonico di valore culturale' e il termine 'bene culturale architettonico', come elementi unitari del più vasto insieme che compone il Patrimonio Culturale come definito a livello europeo da LEG Eurostat (*Leader Group on Cultural Statistics*).

¹⁰ Definizione adottata dalla cosiddetta 'Commissione Franceschini' (Commissione parlamentare d'indagine sullo stato di tutela e conservazione dei beni culturali, istituita dal Ministero della Pubblica Istruzione nel 1964, con il compito di definire una proposta di legge - quadro per 'la tutela e la valorizzazione delle cose di interesse storico, archeologico, artistico' anche in correlazione alla legge urbanistica). In seno a tale commissione viene formulata la definizione di bene culturale come riportata nel testo. Cfr. Alibrandi T. e Ferri P. (1995).

¹¹ Per la trattazione degli aspetti di produzione e gestione dei beni meritori cfr. Head J.G. (1968); Roskamp K.W. (1975); Culyer A.J. (1971); FORMEZ (1993).

e che collocano il bene tra quelli di interesse pubblico. Così come nel caso dei beni ambientali, anche per gli edifici storici architettonici l'aspetto da considerare, nel caso di danno, è il Valore Economico Totale (VET). Del VET vanno tuttavia sottolineati quegli aspetti che più riguardano i beni in oggetto¹² e i flussi di benefici pubblici da essi prodotti ed eventualmente distrutti o compromessi dal danno, in particolare:

- 1) valori di uso pubblico (attuale e futuro), non depauperante¹³, riconducibili, ad esempio, alla soddisfazione dei bisogni culturali (es. l'educazione, la ricerca scientifica), e dei bisogni ricreativi (es. l'attività turistica);
- 2) valori d'uso vicario, legati alla diffusione dell'immagine del bene e dei suoi caratteri culturali, fruibili anche escludendo la presenza fisica dell'utente (attraverso pubblicazioni, immagini, ecc.);
- 3) valori di opzione e valori di lascito, come componenti rilevanti del valore di uso passivo, che si manifestano, ad esempio, attraverso la domanda di conservazione espressa dalla collettività al fine di preservare i manufatti dalla perdita materiale, per usufruirne in un momento eventuale futuro, o per garantirne la fruizione alle generazioni future.

La qualità e la entità del danno può essere invece classificata a partire dalle principali componenti e funzioni del bene architettonico, secondo la Tabella 6.4:

Come si può intuire dalla Tabella, il VET è quindi l'aspetto economico che meglio esprime le utilità prodotte da ciascuna delle componenti del manufatto architettonico di valore culturale, ma la tipologia e la entità del danno variano tuttavia anche in base alla possibilità tecnica di recuperare completamente o parzialmente quanto danneggiato, secondo uno schema del tutto analogo a quello di Figura 6.5. Se il danno è ripristinabile, la sua stima potrà essere compiuta in base al metodo del costo di ripristino. Per ciò che invece è andato irrimediabilmente perduto, l'approccio economico classico suggerisce che il danno dovrebbe essere stimato sulla base dell'ammontare di moneta necessario a risarcire le utilità di cui, prima del verificarsi del danno stesso, godevano gli individui (fruitori diretti, indiretti, e di non utilizzatori).

La letteratura riporta un buon numero di applicazioni di tecniche valutative applicate ai beni culturali architettonici. Tali tecniche hanno trovato sviluppo soprattutto nell'ambito delle analisi costi-benefici, in particolare nei casi in cui, per la valutazione di interventi specifici, è necessario quantificare i valori legati alla conservazione e all'uso di manufatti storici. Dal punto di vista concettuale e metodologico, queste tecniche derivano direttamente da adattamenti operativi dei metodi di valutazione dei beni ambientali, date le importanti similarità che accomunano questi ultimi con i beni culturali architettonici. Inoltre, il riconoscimento di porzioni di valore di non-uso progressivamente più ampie rispetto a quelle riconducibili dell'uso diretto del bene ha avuto un ruolo importante nello sviluppo e nell'affinamento di nuovi metodi valutativi. Il valore economico totale, infatti, non trova nel mercato una determinazione puntuale, né coerente con la sua

¹² Per una trattazione esaustiva e dettagliata di tali tematiche cfr. Fusco-Girard L. (1993, 1987); Rosato P. e Stelvin G. (1996).

¹³ Intesi per un livello d'uso inferiore all'uso rivale del bene in un determinato momento. L'uso rivale, che si configura quando l'utilizzo da parte di un utente esclude l'utilizzo da parte di altri, può configurarsi, nel caso di beni culturali, nei fenomeni di congestione di cui possono soffrire alcune città d'arte, in momenti di elevato afflusso turistico.

Tabella 6.4. - Componenti e funzioni del bene storico-architettonico

| Componenti | Funzioni | | |
|---|--|---|---|
| | Tipologica | Storica ¹⁴ | Estetica |
| Contesto ambientale (pertinenze del bene, percorsi di accesso, con visuali, ecc.) ¹⁵ | Contestualizzazione geografica e ambientale del manufatto architettonico | Comprensione dei fenomeni storici e sociali che hanno portato alla particolare localizzazione del bene. Testimonianza storica di architettura del paesaggio | Valorizzazione estetica dell'edificio e del parco |
| Parchi e giardini ¹⁶ | Raccordo e dialogo tra il bene costruito e l' 'esterno', inteso come dimensione naturale | Testimonianza storica di architettura dei giardini e, in alcuni casi, del paesaggio. Conservazione di specie arboree e floreali rare o in disuso | Valorizzazione estetica dell'edificio e del contesto |
| Strutture, coperture e solai | Funzione tecnica di mantenimento strutturale della materia del bene. Mantenimento della tipologia distributiva dell'edificio | Testimonianza storica della metodologia costruttiva. Testimonianza della produzione e dell'uso di materiali storici per l'edilizia | Valorizzazione estetica dell'edificio e del contesto paesaggistico |
| Murature e intonaci di pregio | Funzione tecnica di mantenimento strutturale della materia | Testimonianza storica della tradizione costruttiva e di produzione dei materiali per l'edilizia storica. | Valorizzazione estetica dell'edificio e del contesto paesaggistico |
| Opere, apparati ed elementi decorativi | Funzione decorativa e simbolica | Testimonianza storica delle metodologie di decorazione e delle tecniche artistiche. Testimonianza della produzione artistica dell'autore | Valorizzazione estetica del bene. Nell'ambito del bene ambientale architettonico, l'opera d'arte ha inoltre autonomo valore di bene culturale |

natura, né esaustiva, date le poliedriche forme attraverso le quali il valore stesso si manifesta. Le metodologie di stima afferiscono quindi alla famiglia delle valutazioni economiche in assenza di mercato. Tra queste, ha trovato fortunata applicazione la valutazione contingente (Grosclaude e Soguel, 1994; Santagata e Signorello, 2000; Pollicino e Maddison, 2001; Morey e Rossmann, 2003; Whitehead e Finney, 2003), ma hanno trovato in questo ambito nuove opportunità applicative anche il metodo del costo di viaggio (Poor e Smith, 2004) e il metodo del prezzo edonico (Graves, 1991). Tuttavia, solo la valutazione contingente è in grado di stimare, attraverso la misura della disponibilità a pagare, il valore econo-

¹⁴ Per alcune tipologie di bene culturale architettonico, la componente storica include anche la componente simbolica.

¹⁵ Per questo tipo di componente vanno ovviamente considerate anche le funzioni ecologiche e naturalistiche che vengono meno a seguito dell'evento avverso. In questo capitolo, tuttavia, si riporta solo quanto utile per la determinazione del danno al bene culturale architettonico, rimandando agli altri capitoli del manuale per quanto qui trascurato.

¹⁶ Vedi nota precedente.

mico totale del bene nella sua interezza; il metodo del costo di viaggio è invece prettamente riferito al valore d'uso diretto del bene, ed è applicabile solo a beni culturali architettonici di rilevante interesse, tali da attirare un flusso di visitatori sufficiente ad implementare la tecnica; il metodo del prezzo edonico stima, invece, l'influenza del bene culturale architettonico (e, più opportunamente, della sua funzione estetica) sul più probabile valore di mercato e sul valore patrimoniale dei beni immobili circostanti. Si riferisce quindi ad una sorta di valore d'uso indiretto, stimabile in termini di valore complementare, e circoscrivendone, quindi, la percezione ad un ambito territoriale molto limitato.

Chiariti i rapporti tra tipologie di valore riconducibili ai beni culturali architettonici e relativi metodi di valutazione, si deve tenere presente, tuttavia, che, dal punto di vista operativo della stima, è importante considerare l'orizzonte temporale del danno, la sua transitorietà e la sua ripristinabilità. Tenuto quindi conto dell'aspetto temporale e della non riproducibilità del bene culturale architettonico, la stima del danno sarà intrapresa, secondo l'opportunità, rispetto alle diverse componenti e alle relative funzioni del bene danneggiato. In altre parole, il giudizio di stima sarà motivato dalla diversa funzione del bene compromessa dall'evento avverso (e quindi dalla diversa tipologia di valore coinvolta) che, a seconda del caso, meglio esprimerà l'entità del benessere perduto. In base alle componenti del bene culturale architettonico sintetizzate nella Tabella 6.4, la Tabella 6.5 riporta alcune linee guida per la selezione della metodologia più appropriata per la determinazione monetaria del danno:

Tabella 6.5. - Funzione del bene danneggiato e approcci di valutazione per la stima dei mancati benefici

| Metodologia di valutazione | Funzione del bene danneggiato | | |
|----------------------------|-------------------------------|---------|----------|
| | Tipologica | Storica | Estetica |
| Preferenze Imputate | X* | X* | X* |
| Preferenze Rivelate | | x | X |
| Preferenze Dichiarate | x | x | X |

Legenda:

X = Appropriata

x = Utilizzabile

* = se il danno è ripristinabile.

A partire da queste indicazioni generali, la stima del risarcimento del danno può essere perfezionata affiancando diversi metodi per adattare il procedimento al caso concreto di stima. In caso di danno permanente e in presenza di elevate componenti di uso passivo, va raccomandato il metodo del costo di surrogazione, perché nel caso dei manufatti architettonici di valore culturale esso riesce a stimare perlomeno il limite inferiore del VET del bene. Una stima compiuta del VET deve però basarsi necessariamente sui metodi delle preferenze dichiarate. A tale scopo il metodo della valutazione contingente, le cui basi teoriche e procedure applicative sono state illustrate nel paragrafo 4.4.1, può essere utile per stimare la quantità di denaro che i fruitori di un dato bene culturale architettonico sarebbero disposti a pagare per conservare o recuperare il bene stesso e i benefici relativi. Parimenti, è possibile ipotizzare che anche i metodi basati sulle preferenze rivelate, come ad esempio il metodo del costo di viaggio ed il metodo edonico (paragrafo 4.3.3), possano servire alla stima del valore della componente pubblica perduta,

pur non riuscendo a stimarne l'intero VET.

Tuttavia, volendosi avvalere dei metodi basati sulle preferenze imputate (come i procedimenti dell'estimo classico), la stima del risarcimento del danno a partire dal costo di ripristino del bene sommato ai benefici che sono andati perduti nel periodo transitorio è percorribile solo in presenza di un danno non permanente, che permetta di attuare un circuito progettuale di restauro tale da mantenere sostanzialmente inalterati i connotati simbolici e testimoniali di cui il manufatto è portatore. In questo caso si applica, quindi, una stima indiretta che valuta il danno in base alla differenza tra spesa necessaria al restauro e spesa corrispondente nella situazione 'senza' il danno (es. manutenzione ordinaria). A tale importo dovrà sommarsi il valore dei benefici temporaneamente perduti, valutabili sulla base degli adattamenti posti in atto dai fruitori. In caso di danno irreversibile, una componente del risarcimento è costituita dal costo di riproduzione, che materialmente rimane comunque possibile, anche se discutibile. A questo proposito, è bene osservare che il danno irreversibile non si configurerebbe solo laddove il risultato dell'evento indesiderato è la perdita totale del bene, ma anche in quei casi in cui il recupero imporrebbe scelte progettuali che sacrificerebbero i valori testimoniali del bene. Al costo di riproduzione va aggiunta la stima dei benefici transitori perduti durante il ripristino, nonché una stima delle eventuali componenti di tipo passivo permanentemente perdute.

Un altro approccio per la valutazione della componente pubblica del danno permanente a beni storico-architettonici si basa sul flusso dei costi annui sostenuti dalla collettività in termini di risorse aggiuntive necessarie alla conservazione del bene, rispetto a quelli privi della connotazione storico-architettonica. Tale approccio muove dal presupposto teorico per cui il valore del bene deve essere uguale o maggiore del costo in termini di risorse che la collettività che detiene il bene stesso sacrifica ad esso, e presenta il vantaggio di basarsi su valori osservati per determinare il valore minimo dei benefici erogati da un bene storico architettonico. In altre parole, l'approccio assume che il valore del bene distrutto sia almeno uguale al valore attuale di tutti i costi annui che la collettività avrebbe destinato alla conservazione di tale bene (spese difensive), per gli anni a venire. Va altresì osservato che tale approccio può portare ad una sottostima, talvolta anche notevole, del VET del bene distrutto, soprattutto laddove la collettività abbia, in passato, destinato alla conservazione del bene risorse inadeguate.

7. LE MATRICI PER L'IDENTIFICAZIONE DELLE COMPONENTI DI DANNO

7.1 Premessa

Nel capitolo sesto è stata presentata una procedura il cui scopo è identificare in modo sistematico quali possano essere le funzioni compromesse nel momento in cui si verifica un danno ambientale seguendo un approccio matriciale. Tali matrici mettono in relazione indicatori ambientali con le funzioni esplicate dalla risorsa ambientale e che sono potenzialmente compromissibili.

Come già osservato, le matrici non vanno interpretate in maniera rigida sia per quanto attiene l'elencazione delle funzioni espletate da ogni risorsa, che per quanto riguarda l'individuazione degli indicatori. In entrambi i casi l'elencazione non ha alcuna pretesa di esaustività, ma di esemplificazione ed andrà opportunamente adattata ed integrata caso per caso. Inoltre, come già evidenziato nella premessa, è necessario tener conto delle eventuali modifiche sui riferimenti normativi citati nel testo, intervenute a seguito dell'entrata in vigore del T.U. Ambientale (D.Lgs. 152/06). In altre parole, le matrici vanno lette come uno strumento finalizzato a rendere più agevole la procedura operativa di valutazione del risarcimento, in quanto permettono di organizzare e integrare razionalmente i contributi di carattere multidisciplinare e favoriscono il dialogo tra esperti aventi competenze scientifiche, tecniche ed economiche spesso distanti. La collaborazione tra professionalità diverse diventa dunque strumento necessario per la compilazione delle matrici, per identificare, nel momento in cui si verifica un danno ambientale, gli indicatori che permettono di quantificare e/o qualificare le funzioni compromesse. In particolare, come già evidenziato nel paragrafo 6.2.2, la compilazione delle matrici può essere realizzata in diversi modi a seconda del livello di informazioni disponibili: segnalando la compromissione di una data funzione, indicando l'entità e/o il profilo temporale dell'effetto.

In questo capitolo si evidenziano ulteriori scelte che hanno guidato la costruzione delle matrici e sinteticamente si illustrano i principali indicatori associabili ad ogni risorsa ambientale e le funzioni di natura pubblica che esse prevalentemente esplicano.

7.2 Matrici per le risorse naturali

Come più volte evidenziato, il fine delle matrici nella valutazione del danno ambientale è quello di consentire il passaggio dalla 'valutazione scientifica del danno' ovvero dalla valutazione degli effetti fisicamente misurabili in termini qualitativi e quantitativi sulle risorse, alla 'valutazione economica del danno' attraverso l'individuazione delle funzioni compromesse per ogni risorsa naturale. Per ogni singola risorsa considerata sono stati, dunque, riportati, sulla base dei criteri individuati precedentemente, indicatori utili alla descrizione e alla quantificazione dell'entità della compromissione delle funzioni. Per quanto attiene la funzione di salubrità, intesa come rischio per la salute umana (paragrafo 4.6) la discussione relativa agli indicatori è riportata nell'approfondimento di questo capitolo, in quanto funzione non associabile esclusivamente ad una singola risorsa e connessa ad un concetto unitario di ambiente.

Le matrici relative alle risorse naturali riportano, coerentemente alla spiegazione fornita nel Capitolo 6 (paragrafo 6.2), sia le funzioni espletate dalle risorse in

quanto tali, che dalle risorse in quanto componenti di un ecosistema. Per agevolare l'identificazione di tali funzioni, le matrici relative a talune risorse abiotiche (acqua, aria, suolo) sono state ulteriormente distinte per tipologia di ecosistema. Gli indicatori relativi alle risorse abiotiche, senza pretesa di esaustività, sono quelli principali riportati in letteratura, relativi a parametri previsti dalla normativa di settore¹. Le matrici relative alle risorse biotiche (flora e fauna) si differenziano per la presenza di indicatori di carattere generale che potranno diventare specifici quando, in sede di quantificazione del danno, saranno individuate le specie danneggiate. Nelle matrici biotiche sono inseriti, inoltre, alcuni 'indicatori di conservazione', ovvero parametri che quantificano l'importanza delle diverse specie, al fine di valutarne l'eventuale valore intrinseco (paragrafo 7.3).

Per quanto riguarda la natura ed i criteri di scelta degli indicatori sembra opportuno fare alcune precisazioni. Non sempre, infatti, i dati analitici disponibili, ovvero le misure preliminari effettuate sul sito colpito, sia in fase di accertamento del danno che risalenti ad epoca antecedente l'evento dannoso, costituiscono di per sé materiale sufficiente per la corretta rilevazione e successiva quantificazione del danno. Nella maggior parte dei casi i dati a disposizione sono parziali, di carattere più puntuale (es. riferiti ad un singolo analita) che generale, possono riferirsi ad indagini relative ad una sola risorsa o sito senza tener conto del processo di diffusione intervenuto a seguito dell'evento dannoso e quindi degli effetti indiretti che lo stesso può aver prodotto. Inoltre, molti degli effetti prodotti da un dato inquinante possono ad esempio non essere facilmente rilevabili e quantificabili, sia in prossimità dell'evento colposo/doloso verificatosi, che su scale temporali più lunghe. Proprio per tali motivi è particolarmente importante identificare lo scenario del danno: solo la comprensione dell'esatto svolgimento dell'evento dannoso e della dinamica di propagazione dei possibili effetti sull'ambiente circostante permette di valutare qualitativamente e quantitativamente i dati disponibili e di confrontarli con la situazione in assenza di danno (*baseline*); in relazione al tipo di fenomeno verificatosi, è possibile aggregare le informazioni conseguenti in modo da pervenire ad una 'misura' il più possibile accurata ed esaustiva degli effetti che l'evento ha determinato. È dunque essenziale che la raccolta dell'informazione sia strutturata in modo da individuare quelli che sono i dati significativi e coerenti rispetto alle finalità perseguite.

In generale, per quanto riguarda l'aggregazione dei dati, gli indicatori 'ambientali' vengono classificati in funzione degli obiettivi dell'indagine per cui sono formulati: il monitoraggio dello stato di una data risorsa, la valutazione dell'impatto ambientale, la sostenibilità dello sviluppo. In materia di informazione ambientale, a livello europeo, il modello di riferimento è quello del DPSIR² che fornisce una rappresentazione schematica delle relazioni di causalità tra gli elementi che influiscono sull'ambiente per effetto delle attività antropiche al fine di individuare le classi di indicatori³ utili al perseguimento dell'indirizzo di politiche ambientali europee.

¹ Inoltre, tali indicatori sono in prevalenza relativi ai principali parametri utilizzati per il monitoraggio delle risorse naturali, sistematicamente raccolti a scala locale (sulla base delle stazioni di rilevamento presenti sul territorio) e diffusi periodicamente da APAT.

² Il modello DPSIR, sviluppato nel 1995 dall'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA) e adottato anche dall'APAT, è una variazione del modello Pressione Stato Risposta (PSR) messo a punto dall'OCSE.

³ In dettaglio, le classi di indicatori sono le seguenti (DPS-ISTAT, 2005):

1) Determinanti (*Driving forces*): attività e i processi antropici che causano le pressioni: agricoltura, industria, trasporti, consumi ecc..

Ai fini della valutazione del danno ambientale un set di indicatori sviluppati nell'ambito della politica europea per l'ambiente può non essere del tutto adeguato. Spesso infatti tali indicatori non presentano una correlazione diretta con le funzioni di una data risorsa colpita dall'evento dannoso. In generale, l'insieme dei dati raccolti dal modello DPSIR consente di definire le criticità ambientali di un dato contesto su scala locale (o su scala più vasta), lo stato e la qualità delle risorse e gli effetti sul territorio delle attività presenti al fine di individuare le risposte, intese come le politiche e le misure da adottarsi ai fini di una maggiore tutela ambientale. Tuttavia, tali indicatori, contenendo una serie di parametri volti alla definizione dello stato di qualità delle risorse e costituendo un sistema informativo sufficientemente aggiornato possono, in un dato ambito colpito, costituire la *'baseline'* cui fare riferimento per la definizione dell'alterazione provocata dall'evento dannoso/colposo intervenuto. Questo può consentire inoltre una stima quantitativa del danno, in quanto permette di individuare i livelli di criticità presenti nel contesto in esame. L'entità del risarcimento può, infatti, essere influenzata dal fatto che il danno si sia verificato in un ambito di particolare qualità ambientale (ad esempio aree o specie sottoposte a tutela) compromettendone anche i valori passivi, sia in ambiti già critici, imponendo onerosi interventi per il ripristino anche della sola situazione 'senza' il danno oggetto di valutazione specifica. Pertanto, le classi di indicatori riportate nel modello DPSIR, utili ai nostri fini in quanto efficaci per la valutazione del danno ambientale, possono essere quelle relative allo *Stato* (relativi allo 'stato' e/o 'qualità' delle risorse), agli *Impatti* (relativi agli effetti negativi constatabili del danno) e, in alcuni casi, alle *Risposte*, ovvero relativi a particolari misure di monitoraggio della risorsa relativamente alla funzione esplicita (es. programmi misure balneazione, distribuzione dei fenomeni franosi).

Accanto alle suddette classi, può essere necessario individuare indicatori specifici per il contesto e gli obiettivi cui si fa riferimento, la cui aggregazione deve rispettare criteri idonei alla valutazione del danno ambientale. In alcuni casi, indicatori di tipo puntuale (relativi ad un singolo parametro), in genere del tipo soglia, relativi ad inquinanti specifici e correlabili in maniera più diretta alla perdita di una data funzione di uso della risorsa costituiscono una scelta opportuna.

Nel seguito si riporta una breve analisi delle risorse naturali e delle principali funzioni svolte dalle diverse componenti ambientali, così come precedentemente classificate, fornendo per ciascuna di esse un insieme di indicatori rappresentativi ed una scheda sintetica d'insieme, rinviando all'appendice per una descrizione maggiormente dettagliata in relazione agli indicatori riportati.

-
- 2) Pressioni (*Pressures*): sollecitazioni dirette del sistema antropico sull'ambiente naturale: rilascio sostanze inquinanti (emissioni in atmosfera, in acqua, rifiuti), emissione di radiazioni, prelievo di risorse naturali, uso del suolo e altre modificazioni dell'ambiente naturale.
 - 3) Stato (*State*): condizioni e tendenze evolutive dell'ambiente naturale: qualità dell'aria, delle acque, del suolo, ecc.; andamento delle temperature globali, ecc.
 - 4) Impatti (*Impacts*): effetti dei cambiamenti dello stato dell'ambiente naturale: effetti nocivi sulla salute umana, danni economici per le attività produttive, alluvioni, ecc..
 - 5) Risposte (*Responses*): contromisure del sistema antropico per risolvere i problemi ambientali: attività di prevenzione e riduzione dell'inquinamento, di prevenzione e riparazione del danno ambientale, di gestione sostenibile delle risorse naturali, ecc.

7.3.1 La risorsa acqua e gli ecosistemi acquatici

In natura l'acqua non esiste come composto chimico puro, ma si presenta come soluzione contenente numerose altre sostanze disciolte; tale miscela rappresenta un substrato ottimale per la crescita e lo sviluppo di molti organismi viventi che con le loro attività metaboliche producono concrete modificazioni chimico-fisiche dell'ambiente in cui vivono. Pertanto considerare l'acqua in termini di risorsa in sé generalmente ha senso solo con riferimento alla fruizione da parte degli individui e/o nei processi economici. In tal caso, si considera ad esempio l'acqua che viene direttamente consumata o usata come mezzo produzione. Il decreto legislativo 11 maggio 1999, n.152⁴ definisce, tuttavia, l'inquinamento idrico come 'lo scarico effettuato direttamente o indirettamente dall'uomo nell'ambiente idrico di sostanze o di energia le cui conseguenze siano tali da mettere in pericolo la salute umana, da nuocere alle risorse viventi e al sistema ecologico idrico, da compromettere le attrattive o ostacolare altri usi legittimi delle acque'. È necessario, dunque, considerare anche gli effetti avversi sull'ambiente idrico derivanti dal coinvolgimento o meno, nel fenomeno dell'inquinamento, degli ecosistemi connessi a tale risorsa.

A tali fini, è stato necessario creare varie matrici per l'acqua, in relazione alle diverse caratteristiche che presenta in natura ed alle tipologie di ecosistemi che hanno l'acqua come elemento fondamentale. Chiaramente il processo di creazione delle matrici risulta condizionato dalle esigenze di valutazione economica e dal panorama di indicatori a disposizione (idonei per il danno ambientale e con buona disponibilità di dati), come conseguenza di ciò non tutti gli ecosistemi sono stati presi in considerazione e si è data la priorità a quelli menzionati nella normativa di riferimento (D.Lgs. 152/99).

In particolare, la matrice *acqua* è stata distinta in base agli *ecosistemi* di cui è componente, così come individuabili dai protocolli di monitoraggio forniti a livello normativo. Nel caso delle acque dolci si è distinto in ecosistema lacustre, ecosistema fluviale ed ecosistema di acque sotterranee. L'acqua salmastra comprende invece le acque di transizione cioè gli ecosistemi lagunari e gli stagni costieri. Infine, per le acque marine, sebbene sia possibile distinguere ulteriormente gli ecosistemi in base alla vicinanza o meno dalla costa (ecosistema costiero e di mare aperto) e alla profondità delle acque (ecosistema marino in acque profonde), l'attenzione è stata posta sulle acque costiere così come definite dal D.Lgs. 152/99 ('le acque al di fuori della linea di bassa marea o del limite esterno di un estuario').

In sintesi dunque le matrici relative alla risorsa acqua considerate sono: i) acque sotterranee; ii) acque marino-costiere; iii) acque di transizione; iv) acque lacustri; v) acque fluviali.

In termini di utilità, la *risorsa idrica in quanto tale* ha un valore d'uso perché svolge sia funzioni di produzione, come mezzo di produzione, che funzioni di domanda, poiché può essere consumata direttamente. Va innanzitutto sottolineato che tali funzioni, coerentemente alla metodologia proposta, vanno considerate ai fini del

⁴ 'Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento dei nitrati provenienti da fonti agricole'.

risarcimento del danno solo per le loro eventuali componenti di tipo pubblico dirette e indirette (paragrafi 5.3 e 6.2.2).

Le funzioni di produzione sono state distinte in relazione al settore nel quale la risorsa idrica svolge un ruolo nel processo produttivo. In particolare, si distinguono il settore agricolo, quello dell'allevamento, quello industriale e quello relativo ai servizi, inteso come settore terziario. Nel settore agricolo, l'acqua assume valore come risorsa in sé, attraverso l'uso irriguo. Nell'allevamento si fa riferimento all'uso della risorsa idrica nell'attività zootecnica, sia nei processi di gestione degli allevamenti (lavaggi, ecc.) che per l'alimentazione animale. Il settore industriale è stato distinto in base alla tipologia dei prodotti forniti: produzione di beni o di energia. La produzione di beni, infatti, dovrà essere valutata in funzione delle specifiche attività coinvolte. La produzione di energia è stata distinta dalla precedente, poiché necessiterà, oltre che dei dati relativi agli indicatori quali-quantitativi di tipo fisico-chimico, anche di quelli di tipo tecnico relativi all'impianto idroelettrico, come ad esempio i deflussi necessari in prossimità delle opere di presa per l'alimentazione dell'impianto stesso. Tra i servizi, l'acqua assume valore d'uso in quanto funzionale ai trasporti fluviali e marittimi di prodotti e persone, nonché per il settore turistico.

In termini di valore d'uso, l'acqua come risorsa in sé assume rilevanza anche dal lato della domanda: per usi di tipo civile e ricreativi. Tra gli usi civili si considerano quelli idropotabili, alimentari e quelli igienici. Tra gli usi ricreativi, invece, sono stati considerati la balneazione e la navigabilità. Nel caso degli usi civili dell'acqua va considerato che la fornitura della risorsa idrica è un servizio essenziale la cui domanda non può rimanere insoddisfatta. Il carattere di essenzialità fa sì che, l'acqua, in tutte le tipologie considerate, esprime anche valori passivi, ovvero costituisce riserva per le generazioni future e per gli usi potenziali futuri.

Di seguito, sono riportate sinteticamente le principali funzioni relative alle risorse idriche in quanto tali (Tabella 7.1).

Tabella 7.1 - Funzioni della risorsa ACQUA in quanto tale (valori d'uso e valori passivi)⁽¹⁾

| | | | |
|---------------------|-----------------------|---------------------|-----------------------------------|
| Valori d'uso | Produzione | Agricoltura | Irrigazione |
| | | Allevamento | Zootecnica |
| | | Industria | Produzione di beni |
| | | | Produzione di energia |
| | | Servizi (Terziario) | Trasporto, scambi |
| | | | Turismo |
| | Domanda | Civile | Potabile e non potabile |
| | | Servizi ricreativi | Balneazione |
| | | | Navigabilità |
| | Valori passivi | | |
| | | | Riserva per usi potenziali futuri |
| | | | Ricerca scientifica |

(1) Nelle matrici le funzioni variano in base ai diversi ecosistemi considerati

Anche la *risorsa idrica come componente di un ecosistema* ha rilevanza sotto il profilo economico sia come valore d'uso che passivo. Considerare l'acqua come componente ecosistemica permette inoltre di evidenziare ulteriori dimensioni delle funzioni che in genere, almeno apparentemente, si discostano dall'ambito prettamente di mercato, come le funzioni ecologiche e culturali. L'allontanamento di tali funzioni dalla sfera economica è solo apparente, infatti anche tali dimensioni presentano un valore economico, in quanto la collettività, almeno in parte, può essere disposta a pagare per usufruire di tali funzioni o comunque può pretendere una compensazione nel caso ne fosse privata. Nella valutazione economica del danno queste funzioni possono essere considerate espressioni di valori d'uso e/o passivi.

Tra le funzioni attribuite alla risorsa idrica in qualità di componente dell'ecosistema, quelle di mero valore d'uso, come in precedenza, sono state distinte tra quelle relative a fini produttivi e quelle di domanda. In questo caso, le attività considerabili ai fini produttivi sono costituite dall'allevamento e dalla pesca; mentre quelle relative alla domanda, oltre alle precedenti, sono la pesca ricreativa e i servizi paesaggistici. Naturalmente, la doppia specificazione di talune funzioni, sia attribuite alla risorsa in sé che in quanto componente dell'ecosistema, funzionale alla più corretta identificazione delle componenti del danno espone a rischi di doppio conteggio, a cui occorrerà prestare particolare attenzione. Tra le funzioni di valore passivo sono state individuate la capacità di preservare risorse genetiche, cioè la conservazione del patrimonio genetico dei viventi, e la valenza storico culturale.

Di seguito, sono riportate sinteticamente alcune funzioni relative alle risorse idriche come componente ecosistemica (Tabella 7.2).

Tabella 7.2 - Funzioni della risorsa ACQUA come componente dell'ecosistema (valori d'uso e valori passivi)⁽¹⁾

| | | | |
|---------------------|-----------------------|--------------------------|--|
| Valori d'uso | Produzione | Allevamento | Molluschicoltura |
| | | | Acquacoltura |
| | | Pesca | |
| | | | |
| | Domanda | Servizi ricreativi | Balneazione |
| | | | Navigabilità |
| | | | Pesca ricreativa |
| | | Servizi educativi | |
| | | Servizi paesaggistici | |
| | Valori passivi | | Capacità di preservare risorse genetiche |
| | | Valore storico-culturale | |
| | | Ricerca scientifica | |

(1) Nelle matrici le funzioni variano in base ai diversi ecosistemi considerati

Le funzioni ecologiche e culturali possono assumere, alternativamente e/o contemporaneamente, valore d'uso e valore passivo. Tra le funzioni ecologiche quel-

le comuni a tutti gli ecosistemi acquatici sono: la funzione di depurazione, quella di diluizione inquinanti, il fatto di essere habitat per le specie, la funzione di regolazione dei flussi idrologici, nonché quella di sostentamento di materie prime (Costanza *et al.*, 1997). Esistono poi una serie di funzioni ecologiche che non sono associabili a tutte le classi di risorse idriche considerate. Di seguito, in sintesi, si riportano le principali funzioni ecologiche (Tabella 7.3).

Tabella 7.3 - Funzioni ecologiche della risorsa ACQUA come componente dell'ecosistema (valori d'uso e/o valori passivi) ⁽¹⁾

| |
|---|
| • Depurazione |
| • Diluizione inquinanti/effetto tampone |
| • Habitat per specie |
| • Regolazione flussi idrologici |
| • Sostentamento materie prime |
| • Produttività trofica |
| • Salubrità |

(1) Nelle matrici le funzioni variano in base ai diversi ecosistemi considerati

In generale, in termini di danno, una qualsiasi funzione svolta da una risorsa idrica si può considerare danneggiata sia nel caso si rilascino sostanze che modificano la concentrazione delle diverse sostanze presenti nella risorsa e dunque ne facciano variare le caratteristiche qualitative⁵, sia se si provoca un mutamento di tipo quantitativo, causato per esempio da trasformazioni territoriali che creano variazioni dell'assetto idrologico. Nella valutazione di un danno andranno pertanto distinti entrambi gli aspetti (qualitativi e quantitativi) e tra questi quelli che incidono sull'uso della risorsa in quanto tale e quelli che influiscono sull'equilibrio dell'ecosistema.

Per le funzioni di potabilità dell'acqua e di balneabilità esiste una relazione diretta con i rispettivi indicatori. Per gli altri indicatori non sono associabili *a priori* le relative funzioni, questo potrà essere fatto solo di fronte ad un caso specifico di danno ambientale. Gli indicatori sono stati distinti a seconda siano misure di *qualità* del corpo idrico o, in rari casi, di *quantità* dello stesso. Per quel che riguarda la qualità, ci troviamo di fronte *indicatori di stato* forniti dal D.Lgs. 152/99, che misurano lo stato della risorsa considerata distinguendo diverse classi di qualità. Come precedentemente accennato, tali indicatori possono costituire una *baseline* estremamente utile per evidenziare la variazione nel tempo e nello spazio della qualità ambientale. Tra gli indicatori di quantità si distinguono deflusso minimo vitale e portata, elementi indispensabili per verificare la disponibilità della risorsa acqua a seguito di un danno ambientale, che ha indotto una modificazione della quantità d'acqua del corpo idrico coinvolto. Sono inoltre presenti indicatori di *risposta*⁶ (programmi di misure di corpi idrici ad uso potabile, programmi di misure balneazione).

⁵ Quando nell'acqua vengono immesse sostanze inquinanti possono aver luogo svariati processi: gli inquinanti possono aumentare la propria concentrazione nel tempo oppure diluirsi, possono combinarsi con altre sostanze presenti nell'acqua oppure possono andare incontro a trasformazioni di tipo chimico o biochimico determinando la formazione di nuove sostanze derivate che possono essere talvolta anche più pericolose dell'inquinante originario.

⁶ Cfr. DPSIR.

Di seguito si riporta l'elenco degli indicatori associati alle matrici delle risorse idriche considerate, una breve descrizione e il riferimento normativo, nonché quello della risorsa idrica alla quale è stato associato. In Appendice 2, invece, le descrizioni dettagliate dei medesimi indicatori e il potenziale uso per la valutazione del danno ambientale.

Tabella 7.4 - Indicatori Acqua

| Nome indicatore | Descrizione | Riferimento | Matrice |
|---|---|--|--|
| Caratteristiche di qualità per acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile | Misura alcuni parametri chimico-fisici utili per la caratterizzazione delle acque nelle classi A1, A2, A3 | D.Lgs. 152/99 (Allegato 2) e s.m.i. | Acque fluviali, acque lacustri, acque sotterranee |
| Programmi misure corpi idrici ad uso potabile | Verifica dell'efficacia dei programmi di miglioramento per l'utilizzo di acque superficiali ad uso potabile | Direttiva 75/440/CE D.Lgs.152/99 (Elenco regionale di siti in A1 A2 A3) e s.m.i. | Acque fluviali, Acque lacustri, Acque sotterranee |
| Parametri di balneabilità | Conformità ai parametri e ai criteri di idoneità alla balneazione. Si tratta di valori soglia | D.P.R. 470/82 (Allegato 1) mod. art 18 L. 422/2000 | Acque marino-costiere, Acque lacustri, Acque fluviali e Acque di transizione |
| Programmi di misure balneazione | Verifica dell'efficacia dei programmi di miglioramento per il recupero di zone non idonee alla balneazione | D.P.R. 470/82 (Elenco regionale di siti idonei alla balneazione) mod.art 18 L. 422/2000 + L. 121/2003 D.Lgs. 151/99 | Acque marino-costiere, Acque lacustri, Acque fluviali e Acque di transizione |
| Portate | Determinazione dei deflussi | L. 183/89 D.Lgs. 152/99 Direttiva 2000/60 | Acque fluviali |
| Deflusso minimo vitale | Misura la portata minima che deve essere garantita per il sostentamento dei corpi idrici | D.Lgs. 152/99 e s.m.i. | Acque fluviali |
| Stato Chimico delle Acque Sotterranee (SCAS) | Definisce il grado di qualità chimica dovuto a cause naturali e antropiche | D.Lgs. 152/99 e s.m.i. D.M. 19 agosto 2003, n.152 | Acque sotterranee |
| Stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei | Misura l'impatto antropico sulle acque sotterranee. Viene definito con una tabella a 4 classi | D.Lgs. 152/99 (Allegato 1) e s.m.i. | Acque sotterranee |
| Stato ambientale (quali-quantitativo) dei corpi idrici sotterranei | Misura lo stato di qualità dei corpi idrici sotterranei. Viene definito con una tabella a 5 stati ad inquinamento crescente | D.Lgs. 152/99 (Allegato 1) e s.m.i. | Acque sotterranee |
| Valori di concentrazione limite nelle acque sotterranee | Misura i valori di concentrazione limite accettabili nelle acque sotterranee di metalli, inquinanti organici, policiclici aromatici, alifatici clorurati e alogenati, benzeni, fenoli, fitofarmaci, diossine e furani oltre a quanto indicato in Allegato 1 del D.M. 471/99 | D.M. 471/99 (Allegato 1) e s.m.i. | Acque sotterranee, Acque fluviali |
| Livello d'inquinamento da macrodescrittori (LIM) | Valuta e classifica il livello di inquinamento chimico e microbiologico dei corsi d'acqua | D.Lgs. 152/99 e s.m.i. D.M. 19 agosto 2003 | Acque fluviali |
| Indice Biotico Esteso (IBE) | Valuta e classifica la qualità biologica dei corsi d'acqua | D.Lgs. 152/99 e s.m.i. D.M. 19 agosto 2003 | Acque fluviali |

| | | | |
|---|--|---|-----------------------|
| Stato Ecologico dei Corsi d'Acqua (SECA) | Valuta e classifica la qualità ecologica dei corsi d'acqua | D.Lgs. 152/99 e s.m.i. D.M. 19 agosto 2003 | Acque fluviali |
| Indice di stato trofico (TRIX) | Stabilisce il grado di trofia delle acque marino costiere | D.Lgs. 152/99 e s.m.i. D.M. 19 agosto 2003 | Acque marino-costiere |
| Acque idonee alla vita dei molluschi | Verifica la conformità agli specifici obiettivi funzionali | Direttiva 79/923/CEE D.Lgs. 152/99 e s.m.i. D.M. 18 settembre 2002, n.198 | Acque marino-costiere |
| Stato ecologico dei Laghi (SEL) | Valuta e classifica la qualità ecologica dei laghi | D.Lgs. 152/99 e s.m.i. D.M. 19 agosto 2003, n.152 D.M. 29 dicembre 2003, n. 391 D.M. 6 novembre 2003, n. 367 | Acque lacustri |
| Stato ambientale delle acque lagunari e degli stagni costieri | Misura la qualità delle acque lagunari e degli stagni costieri | D.Lgs. 152/99 (Allegato 1) e s.m.i. D.M. 6/11/2003 n. 367 | Acque di transizione |

7.3.2. La risorsa aria e l'atmosfera

Con il termine generico di aria intendiamo il miscuglio di tutti i gas presenti nell'atmosfera terrestre. L'atmosfera terrestre è fondamentale per la vita sul pianeta, oltre alla presenza di ossigeno che rende possibile la respirazione, assorbe parte dell'energia del Sole, ricicla l'acqua ed altri elementi chimici e, congiuntamente alla forza elettromagnetica modera il clima. Inoltre ci protegge dalle radiazioni ad alta energia che arrivano dallo spazio.

L'inquinamento atmosferico consiste in ogni modificazione della composizione dell'atmosfera per la presenza di una o più sostanze in quantità e con caratteristiche tali da alterare le normali condizioni ambientali e costituire un pericolo diretto o indiretto per la salute dell'uomo, per gli ecosistemi e i beni materiali. Le problematiche riguardanti l'atmosfera coinvolgono diverse scale spaziali e temporali. Per esempio, da un lato l'inquinamento da benzene e da monossido di carbonio in ambiente urbano ha una valenza strettamente locale ed è caratterizzato da processi di diffusione che si esplicano nell'ambito di pochi minuti fino a qualche ora, dall'altro gli effetti delle emissioni di sostanze acidificanti hanno un carattere transfrontaliero, quindi di estensione in genere continentale. Hanno, invece, una rilevanza globale le emissioni di sostanze che contribuiscono ai cambiamenti climatici e alle variazioni dello strato di ozono stratosferico.

Il destino di una sostanza inquinante emessa da una sorgente è governato da numerosi fattori, tra cui le caratteristiche fisiche degli strati d'aria sovrastanti che ne determinano la diffusione, i processi di rimozione che ne influenzano i tempi di permanenza in atmosfera, le trasformazioni chimiche che creano a loro volta altre sostanze pericolose.

La Direttiva Quadro 1996/62/CE, recepita con il D.Lgs. n. 351 del 04.08.99, definisce le modalità di realizzazione della valutazione e gestione della qualità dell'aria, sia in termini di protezione della popolazione sia di salvaguardia dell'am-

biente nel suo complesso. Questo obiettivo è perseguito mediante l'adozione di strumenti conoscitivi integrati quali il monitoraggio della qualità dell'aria, gli inventari delle emissioni e la modellistica di trasporto, dispersione e trasformazione chimica. Da ciò deriva il bisogno di definire un sistema armonizzato di produzione, raccolta e diffusione delle informazioni, con lo scopo di garantire la prevenzione, l'eliminazione o riduzione degli agenti inquinanti, in un'ottica di valutazione integrata dello stato dell'ambiente.

I dati relativi allo stato ed alla qualità dell'aria, generalmente misurati in termini di concentrazioni degli inquinanti convenzionali (NO_x , SO_x , ecc.), non sono ovviamente da correlarsi ad uno specifico evento colposo, costituendo piuttosto il risultato della pressione antropica (attività industriali, centrali termoelettriche, riscaldamento domestico, trasporti), ovvero essendo in generale la risultante di molteplici fattori spaziali e temporali. Tali informazioni però possono risultare utili nella fase di valutazione del danno permettendo di attribuire un peso diverso all'evento colposo determinatosi anche in funzione delle criticità ovvero della qualità dell'aria nell'ambito colpito nella situazione 'senza' il danno.

Risultano invece più direttamente correlabili in termini di causa-effetto, e più rappresentativi di uno scenario di danno ambientale, i dati relativi al rilascio incontrollato di sostanze nocive in atmosfera, quali gas tossici, sia nel caso di emissioni fuori norma derivanti da un dato insediamento industriale sia per immissioni dovute ad eventi accidentali connessi con il rischio industriale.

Pertanto in relazione all'evento dannoso in valutazione, occorrerà inserire quali indicatori i valori di concentrazione rilevati per l'inquinante specifico. Per le classi di composti di riconosciuta pericolosità (in termini di effetti sull'ambiente e ricadute sulla salute pubblica) esistono valori soglia intesi come valori di concentrazione limite ammissibile in atmosfera, previsti dalla normativa vigente sia relativamente alle autorizzazioni alle emissioni in atmosfera per categoria di opere che in termini di salvaguardia ambientale e di tutela della salute.

Per quanto riguarda la scelta degli indicatori relativamente alla componente aria, in termini di 'qualità', si è fatto riferimento prevalentemente al Decreto Ministeriale n. 60 del 2002 che recepisce le disposizioni dettate in materia dalla normativa comunitaria, in particolare per quanto riguarda i valori limite per i principali inquinanti convenzionali e non convenzionali. Nel D.M. 60/2002 vengono infatti considerati i valori limite e le soglie d'allarme per ciascun tipo di inquinante, per tipologia di esposizione (acuta o cronica), distinguendo inoltre l'oggetto di tutela ovvero a seconda che si tratti di tutela della salute umana, della vegetazione e degli ecosistemi.

Le funzioni dell'aria come componente elementare sono infatti strettamente correlate alla salute dell'uomo, più in generale alla salubrità dell'ambiente.

Nelle Tabelle seguenti sono riportati gli indicatori relativi alla componente aria, distinguendo come precedentemente evidenziato, tra indicatori di 'qualità dell'aria' relativi sia agli inquinanti convenzionali che non convenzionali (Tabella 7.5) ed indicatori 'specifici' relativi alle concentrazioni in atmosfera di classi di composti che presentano caratteristiche di particolare significatività in termini di rischi per la salute umana ed effetti negativi sull'ecosistema (Tabella 7.6). Tali indicatori sono tutti del genere 'soglia' (Appendice 2 per le spiegazioni sulla natura degli indicatori).

Tabella 7.5 - Indicatori Aria - Qualità dell'aria ⁽¹⁾

| Nome indicatore | Descrizione | Riferimento normativo |
|--|---|-----------------------|
| INDICATORI PER INQUINANTI CONVENZIONALI | | |
| Concentrazioni in aria di: | | |
| ossidi di azoto (NO ₂ , NO _x) | Misura i valori di concentrazione limite accettabili di ossidi di azoto | D.M. 60 del 02/04/02 |
| biossido di zolfo (SO ₂) | Misura i valori di concentrazione limite accettabili di biossido di zolfo | D.M. 60 del 02/04/02 |
| al livello del suolo di ozono (O ₃) | Misura i valori di concentrazione limite accettabili di ozono | D.P.C.M. del 28/03/83 |
| INDICATORI PER INQUINANTI NON CONVENZIONALI | | |
| Concentrazioni in aria di: | | |
| PM10 | Misura i valori di concentrazione limite accettabili di PM10 | D.M. 60 del 02/04/02 |
| benzene (C ₆ H ₆) | Misura i valori di concentrazione limite accettabili di C ₆ H ₆ | D.M. 60 del 02/04/02 |
| IPA | Misura i valori di concentrazione limite accettabili degli IPA | D.Lgs. 351/99 |

(1) Gli indicatori possono essere espressi in termini di:

- valori limite orari e giornalieri;
- valori soglia per la protezione della salute umana e della vegetazione;
- valori soglia di allarme.

Tabella 7.6 - Indicatori Aria – Per inquinanti specifici ⁽¹⁾

| Nome indicatore | Descrizione | Riferimento normativo |
|--|--|--|
| Concentrazione in aria di: composti organoalogenati (CFC, diossine, dibenzofurani, pesticidi clorurati) | Misura i valori di concentrazione limite accettabili delle sostanze indicate | D.P.R. 203/88 D.M. 60 del 02/04/02 |
| Concentrazione in aria di: gas tossici (H ₂ S, HF, ecc.) | Misura i valori di concentrazione limite accettabili delle sostanze indicate | D.P.R. 203/88 Normative specifiche per inquinanti particolari |
| Concentrazione in aria di: metalli pesanti (arsenico, cadmio, mercurio, ecc) | Misura i valori di concentrazione limite accettabili del metallo | D.Lgs. 351/99 |

(1) Gli indicatori possono essere espressi in termini di:

- valori limite per le emissioni;
- valori soglia per l'esposizione;
- valori soglia di allarme.

7.3.3 La risorsa suolo e sottosuolo e gli ecosistemi terrestri

Ai fini della valutazione economica del danno, anche la risorsa naturale suolo può essere considerata sia sotto il profilo fisico che antropico. Solo tenendo conto di entrambi gli aspetti è infatti possibile fare la distinzione tra valori della risorsa in sè e come componente ecosistemica.

Dal punto di vista fisico, il suolo costituisce l'interfaccia tra atmosfera e litosfera e rappresenta il supporto per le attività biotiche degli ecosistemi terrestri. Costi-

tuisce dunque una componente essenziale per il mantenimento dell'equilibrio globale della biosfera. In questa sede si parla di suolo includendo in tale termine anche il sottosuolo. È necessario infatti precisare che elemento non scindibile dal suolo superficiale è il sottosuolo. Insieme, questi due elementi, costituiscono il 'substrato' per la maggior parte dei processi e delle attività biologiche. Le interazioni suolo-sottosuolo influenzano inoltre i cicli biogeochimici dei principali elementi nutritivi, la circolazione delle acque ed i processi pedogenetici. Dal punto di vista antropico, il suolo costituisce il luogo fisico ove si svolgono le attività umane.

Anche per il suolo le cause di inquinamento possono derivare da diverse fonti. Il suolo è infatti una risorsa naturale soggetta ad un elevato rischio di perdita e di degrado, spesso imputabile a modalità d'uso errate o eccessive. Le principali minacce per il suolo sono generalmente riconducibili all'erosione, alla salinizzazione, alla compattazione, all'impermeabilizzazione, alla perdita di sostanza organica e di biodiversità, alla desertificazione, ma anche all'accumulo di sostanze tossiche. La contaminazione del suolo da fonti puntuali e quindi la presenza di siti contaminati o di siti inquinati, secondo la terminologia ufficiale della legislazione italiana, rappresenta un aspetto dell'utilizzo e della qualità del suolo che ha assunto una particolare rilevanza negli ultimi anni. Queste aree presentano generalmente una compromissione della qualità del suolo tale da impedire lo sviluppo, spesso totale, delle funzioni che il suolo stesso dovrebbe svolgere.

Se per l'individuazione delle funzioni della risorsa suolo è stato necessario evidenziare i diversi profili sui quali porre attenzione, dal punto di vista dell'identificazione della forma matriciale è stata compilata una sola tabella. In particolare, la matrice suolo, oltre a comprendere sia il suolo superficiale che il sottosuolo, include anche gli ecosistemi naturali e agroforestali. Tale scelta è stata effettuata poiché questi ecosistemi costituiscono buona parte dell'ambiente terrestre e svolgono diverse funzioni di fondamentale importanza per l'uomo.

Analogamente alle risorse precedenti, in termini di utilità, la *risorsa suolo in quanto tale* ha un valore d'uso poiché svolge sia funzioni di produzione, come mezzo di produzione, che funzioni di domanda, poiché può essere 'consumata o fruita' direttamente. Anche in questo caso, ovviamente, tali funzioni debbono essere interpretate in relazione alla loro utilità per la collettività, in chiave pubblica. Pertanto, nel caso si verifichi un danno ambientale si misurerà il valore dell'interruzione di produzione o il venir meno del consumo di cui la collettività si priva, per effetto della perdita di funzioni del suolo.

Nelle Tabelle 7.7 e 7.8 di seguito riportate si elencano alcune funzioni della risorsa suolo in quanto tale e come componente dell'ecosistema.

Tabella 7.7 - Funzioni della risorsa SUOLO in quanto tale (valori d'uso e valori passivi)

| | | | |
|-----------------------|-------------------|---------------------|-----------------------------------|
| Valori d'uso | Produzione | Agricoltura | |
| | | Industria | Produzione di beni |
| | | | Attività estrattive |
| | | | Edilizia |
| | | Servizi (Terziario) | Trasporto, scambi |
| | | | Turismo |
| | Domanda | Civile | Materie prime |
| | | | Territorio |
| | | Servizi ricreativi | |
| | | Caccia ricreativa | |
| Valori passivi | | | Riserva generazioni future |
| | | | Riserva per usi potenziali futuri |
| | | | Ricerca scientifica |

Tabella 7.8 - Funzioni della risorsa SUOLO come componente dell'ecosistema (valori d'uso e valori passivi)

| | | | |
|---------------------|-----------------------|-----------------------|--------------------------|
| Valori d'uso | Produzione | Allevamento | |
| | | Silvicoltura | |
| | | Caccia | |
| | Domanda | Servizi ricreativi | Escursioni |
| | | | Caccia ricreativa |
| | | Servizi paesaggistici | |
| | | Servizi educativi | |
| | Valori passivi | | |
| | | | Valore storico culturale |
| | | | Ricerca scientifica |

Sempre in analogia alle altre risorse abiotiche, sono state identificate alcune funzioni ecologiche del suolo (Tabella 7.9). In particolare, alcune riguardano l'assetto del territorio⁷ (regolazione flussi idrologici, laminazione delle piene), altre si collegano ad alcune attività che il suolo svolge e di cui l'uomo può beneficiare di-

⁷ In Italia la Legge 183/89, finalizzata alla difesa del suolo, prevede la pianificazione dei bacini e comprende il suolo tra le fondamentali componenti da studiare e da considerare come fattore determinante della stabilità dei versanti e della circolazione idrica.

rettamente (sostentamento materie prime, filtrazione/depurazione⁸), altre ancora riguardano il sostentamento degli esseri viventi (habitat per specie), uomo compreso (salubrità).

Tabella 7.9 - Funzioni ecologiche della risorsa SUOLO come componente dell'ecosistema (valori d'uso e/o valori passivi)

| |
|---------------------------------|
| • Sostentamento materie prime |
| • Habitat per specie |
| • Filtrazione/Depurazione |
| • Regolazione flussi idrologici |
| • Salubrità |

La scelta degli indicatori di riferimento per la componente suolo ha tenuto conto sia degli aspetti legati alla contaminazione del suolo, sono questi gli indicatori di tipo *qualitativo* (concentrazioni di sostanze varie), che delle caratteristiche idrogeologiche del territorio (frane e rischio idrogeologico, ecc.) (Tabella 7.10 e Appendice 2). Anche in questa matrice gli incroci indicatori-funzioni devono essere caso-specifici.

Tabella 7.10 - Indicatori suolo

| Nome indicatore | Descrizione | Riferimento |
|--|---|---|
| Estensione delle aree soggette a rischio idrogeologico | Determina la classe di rischio idrogeologico delle singole aree. Indicatore per classi a rischio crescente (R1, R2, R3 e R4) | D.P.C.M. 29 settembre 1998 Piani di assetto idrogeologico elaborati dalle singole Autorità di Bacino |
| Distribuzione dei fenomeni franosi | Mostra l'ubicazione e l'estensione dei fenomeni franosi presenti nell'area senza fornire informazioni su pericolosità e rischio | Progetto IFFI (Inventario dei Fenomeni Franosi in Italia) |
| Velocità di subsidenza in aree soggette a questo fenomeno | Indica l'abbassamento della quota del terreno in aree soggette al fenomeno della subsidenza | Reti di monitoraggio, studi specialistici |
| Presenza e stato di geotopi | Indica la presenza di siti di particolare interesse scientifico e/o turistico individuati e vincolati da strumenti urbanistici | Strumenti di pianificazione urbanistica (Piani territoriali paesistici regionali, Piani territoriali provinciali, ecc.) |
| Valori di concentrazione per sostanze presenti nel suolo e nel sottosuolo. | Misura i valori di concentrazione limite accettabili nel suolo e sottosuolo di alcuni contaminanti. Indica valori di soglia | D.M. 471/99 (Allegato 1) |
| Contenuto di metalli pesanti totali nei suoli agrari | Descrive la presenza di metalli pesanti nei suoli agrari dovuta a caratteristiche naturali e/o a cause antropiche | D.Lgs. 99/92, Direttiva 86/278/CEE, D.M. 471/99, DCI 27/07/84 |
| Presenza di cave | Indica la presenza di cave in corso di coltivazione o potenzialmente sfruttabili | Piani regionali e provinciali delle attività estrattive |
| Bilancio di nutrienti nel suolo | Determina situazioni di deficit o surplus di nutrienti per unità di superficie coltivata | D.Lgs. 152/99, D.M. MiPAF 19/04/99 |

⁸ Alcune sostanze possono essere filtrate dal suolo, trattenute o trasformate dai microrganismi ivi presenti con effetti depuranti sulle acque in cui sono disciolte.

7.3 Matrici per le risorse naturali biotiche

Le matrici relative alle risorse biotiche si riferiscono a flora e fauna. Il danno su una specie animale o vegetale può avere natura diversa; una specie può essere infatti danneggiata nella sua numerosità (danno diretto: eliminazione diretta di alcuni o di tutti gli individui) oppure nel suo stato di salute (danno indiretto: difficoltà di riproduzione per problemi fisiologici o per alterazione dell'habitat, diffusione di malattie, cambiamento degli equilibri con le altre specie ecc). Dato però l'elevato numero e varietà di specie animali e vegetali, i protocolli di monitoraggio differiscono fortemente, il declino di una popolazione di invertebrati ad esempio non potrà essere valutato con gli stessi indicatori utilizzati per una popolazione di vertebrati, vista la notevole differenza nelle dimensioni e nel comportamento dei due gruppi. Prendendo in considerazione ciò, nelle matrici sono riportati, come indicatori, due gruppi a carattere generale, 'Indicatori relativi alla presenza della specie' e 'Indicatori relativi allo stato di salute della specie'; in sede di valutazione del danno quindi, identificate le specie coinvolte dall'evento, per quantificare i parametri richiesti andranno adottati metodi specie-specifici.

Un'altra informazione di dettaglio relativa alle risorse biotiche può essere riferita al loro stato di conservazione e alla loro importanza ai fini della tutela dell'ambiente naturale. Esistono infatti altri indicatori denominati 'indicatori dello stato di conservazione', che mostrano una 'fotografia' di particolari caratteristiche della flora e della fauna in merito a quegli aspetti che ne determinano l'importanza ai fini della tutela. Se una specie ha un alto valore per la conservazione, una sua compromissione a seguito di un evento dannoso ha un maggior peso in sede di valutazione economica del danno ambientale, se non altro per il fatto che un eventuale ripristino risulterà più oneroso (es. reperimento dei riproduttori, ricostituzione dell'habitat ecc.).

Per fare un esempio, se una specie, presente negli allegati della Direttiva Habitat (92/43/CEE), subisce un danneggiamento a seguito di un inquinamento del suo habitat, tale situazione risulta più rilevante rispetto ad una contaminazione che impatta l'habitat di una specie molto comune e non protetta a livello internazionale. Ovviamente si sottolinea che in entrambi i casi esiste un danno da valutare in termini di risarcimento, ma il primo dovrà tener conto dell'elevato valore di conservazione della specie.

Gli indicatori di conservazione scelti si possono usare sia per la flora che per la fauna ed ognuno presenta una serie di opzioni. Ad ogni opzione è stato attribuito un valore numerico crescente, ovvero da uno stato di minor tutela ad uno di massima tutela (Tabella 7.11 e Appendice 2). Ad esempio, per l'indicatore 'Rarità della specie' esistono 3 opzioni con punteggio crescente rispetto alla sua diffusione: rara in Italia (1 punto), rara in Europa (2 punti), rara in assoluto a livello globale (3 punti).

Tabella 7.11 - Indicatori di conservazione flora e fauna

| Nome e descrizione | Opzioni | Punteggio |
|---|--|-----------|
| Legislazione Indica l'inserimento della specie nell'ambito della normativa internazionale e nazionale | Direttiva 92/43 e s.m.i. All. II prioritarie | 5 |
| | Direttiva 92/43 e s.m.i. All. II, Direttiva 79/409 All.I (solo fauna), Convenzione Bonn All.I (solo fauna) | 4 |
| | Direttiva 92/43 e s.m.i. All. IV, Convenzione di Berna All. I o II, Convenzione Bonn All.II (solo fauna) | 3 |
| | Direttiva 79/409 All.II (solo fauna), Direttiva 92/43 All. V, Convenzione Berna All.III (solo fauna) | 2 |
| | Leggi di tutela nazionali e regionali | 1 |
| Liste rosse Indica l'appartenenza della specie ad una delle categorie delle Liste Rosse I.U.C.N. | CR = gravemente minacciata | 5 |
| | EN = minacciata | 4 |
| | VU = vulnerabile | 3 |
| | NT = quasi a rischio | 2 |
| | LC = a rischio basso | 1 |
| Rarità Quantifica la presenza a livello nazionale o internazionale della specie | Raro in assoluto a livello globale | 3 |
| | Raro in Europa | 2 |
| | Raro in Italia | 1 |
| Sensibilità Indica il grado di sensibilità della specie alle alterazioni antropiche | Estremamente sensibile a pressioni antropiche | 3 |
| | Sensibile a pressioni antropiche | 2 |
| | Poco sensibile a pressioni antropiche | 1 |
| Interesse biogeografico Indica l'endemicità di una specie | Endemismo puntiforme | 3 |
| | Endemismo ad areale ristretto, ma non puntiforme | 2 |
| | Endemismo in unità biogeografica | 1 |
| Focalità Indica il ruolo della specie nella comunità ed in funzione della percezione antropica | Specie chiave | 2 |
| | Specie bandiera | 2 |

C'è da notare che alcuni indicatori della lista sono rilevabili anche da personale non specializzato (es. liste rosse, legislazione), altri invece necessitano di personale specializzato a conoscenza della letteratura di settore (es. rarità, sensibilità). Si sottolinea inoltre che in questa sede si sta considerando il danno alle specie, come singole entità facenti parte dell'ecosistema e non si indagano le relazioni tra le specie, a livello di comunità animali o associazioni vegetali, che necessiterebbero di una procedura di più elevata complessità.

Ad ogni specie, nell'ipotesi di un danno, potrà essere attribuito un punteggio totale, costituito dall'integrazione dei punteggi riferiti ai singoli indicatori. Per tale integrazione, in letteratura, è stato proposto l'utilizzo dell'Indice di Storie (Storie,

1976), modificato da Villa (1995)⁹.

A seguito quindi di un danno con questa metodologia sarà possibile avere, nel sito contaminato, una scala di specie animali e vegetali, ordinate in base al loro valore per la conservazione e tutela dell'ambiente naturale.

Naturalmente non è detto che per tutte le specie danneggiate sia possibile attribuire tali parametri, in molti casi infatti la specie coinvolta può essere relativamente comune, resistente a pressioni antropiche e non protetta a livello normativo, ma nonostante questo una sua perdita può generare comunque una perdita di utilità. Nelle matrici relative a flora e fauna sono indicati, oltre ai due gruppi generali di indicatori (numerosità e stato di salute) ed agli 'indicatori di conservazione', anche alcune delle funzioni economiche che le specie animali e vegetali svolgono sia in quanto tali che come componenti dell'ecosistema. Parliamo in particolare di un consumo diretto delle stesse o del loro utilizzo nelle attività produttive (valori d'uso: es. alimentare, legname, ecoturismo ecc) oppure di alcuni servizi (es. pesca, educazione) che sono stati considerati due volte, sia come funzioni della specie in sé sia come funzioni della specie come componente ecosistemica, considerando i diversi scopi con i quali queste attività possono essere svolte. Come più volte evidenziato tale scelta è utile in sede di identificazione delle componenti di danno ma espone al rischio di doppio conteggio.

Tutte le funzioni d'uso dipendono dalla specie considerata, ad esempio non tutte le specie di pesci sono commestibili oppure non tutte le piante hanno un valore medicinale. Questo determina che la valutazione delle funzioni d'uso relative alle risorse biotiche dovrà essere specie-specifica.

Accanto ai valori d'uso, su citati, sono stati inseriti i possibili valori passivi comuni a tutte le altre matrici considerate in precedenza.

Di seguito si riporta in sintesi l'elenco dei possibili valori d'uso e passivi associati alla flora e alla fauna sia come risorse in quanto tali (Tabella 7.12) che come componenti ecosistemiche (Tabella 7.13)

⁹ L'indice di storie come modificato da Villa risulta espresso come:

$$I = \Omega(K; A_1, A_2, \dots, A_n) = K - \left[\prod_{i=1}^n (K - A_i + 1) \right] \frac{1}{K^{(n-1)}}$$

ove A_i è il punteggio relativo all' i -esimo indicatore considerato, K il valore massimo raggiungibile dal punteggio e n il numero totale di indicatori.

Tabella 7.12 - Funzioni delle risorse FLORA e FAUNA in quanto tali (valori d'uso e valori passivi)⁽¹⁾

| | | | |
|-----------------------|-------------------|-----------------------------------|--------|
| Valori d'uso | Produzione | Agricoltura | |
| | | Silvicoltura | |
| | | Allevamento | |
| | | Pesca | |
| | | Medicinale | |
| | | Servizi | |
| | Domanda | Alimentare | |
| | | Legname | |
| | | Medicinale | |
| | | Servizi ricreativi | Caccia |
| Pesca | | | |
| Eco-Turismo | | | |
| Valori passivi | | Riserva per generazioni future | |
| | | Riserva per usi potenziali futuri | |
| | | Ricerca scientifica | |
| | | Risorse genetiche | |

(1) Nelle matrici le funzioni variano in base alle diverse specie considerate

Tabella 7.13 - Funzioni delle risorse FLORA e FAUNA come componenti ecosistemiche (valori d'uso e valori passivi)⁽¹⁾

| | | | |
|-----------------------|----------------|-----------------------|--------------------------|
| Valori d'uso | Domanda | Servizi ricreativi | Caccia |
| | | | Pesca |
| | | | Eco-turismo |
| | | Servizi educativi | |
| | | Servizi paesaggistici | |
| Valori passivi | | | Valore storico-culturale |
| | | | Ricerca scientifica |

(1) Nelle matrici le funzioni variano in base alle diverse specie considerate

La stima del valore economico della flora e della fauna, come per le precedenti risorse, necessita anche dell'individuazione delle funzioni ecologiche che le specie svolgono all'interno degli ecosistemi e dunque a beneficio indiretto dell'uomo. Tra queste è possibile ricordare il 'contributo alla biodiversità' e il 'contributo alla funzionalità degli ecosistemi', funzioni attribuibili a tutte le specie. Ad esempio per le piante possiamo citare alcune funzioni come la depurazione delle acque che alcune specie sono in grado di svolgere e il sostentamento della fauna, a livello di rifugio e nutrimento. La lista potrebbe proseguire con funzioni specie-specifiche, ma la loro individuazione potrà essere effettuata in sede di quantificazione

di uno specifico danno. In sede di valutazione, inoltre, occorrerà una particolare attenzione alla stima delle funzioni ecologiche, in quanto potrebbero essere oggetto di doppi conteggi se attribuite sia alle risorse biotiche che a quelle abiotiche. Di seguito, in sintesi si riportano esempi di funzioni ecologiche individuate per la flora e per la fauna (Tabella 7.14).

Tabella 7.14 - Alcune funzioni ecologiche delle risorse FLORA e FAUNA (valori d'uso e/o valori passivi)

| |
|---|
| • Contributo alla biodiversità |
| • Contributo alla funzionalità ecosistemica |
| • Salubrità |
| • Depurazione delle acque |
| • Rifugio e nutrimento per la fauna |

APPROFONDIMENTO 14: Indicatori di salubrità

In generale, l'individuazione di indicatori specifici per la valutazione della salubrità (intesa in termini di fattori di rischio per la salute umana), è particolarmente complessa in quanto la relazione ambiente-esposizione-effetti sanitari è legata a molteplici fattori, anche non di natura ambientale, ed occorre considerare che non sempre gli effetti sanitari rilevabili presentano specificità, ovvero uno stesso agente fisico può produrre effetti diversi sulla salute per cui risulta difficile una correlazione netta tra agente ed effetti sanitari riscontrabili; inoltre gli effetti riscontrabili possono essere 'blandi' ovvero non facilmente definibili o misurabili in termini quantitativi; infine spesso esiste un discreto grado di incertezza nella correlazione causa-effetto, ovvero agente-effetto sanitario, in quanto non sempre sono noti i meccanismi di azione.

Sebbene per alcuni inquinanti specifici e per talune classi di sostanze esistano numerosi ed attendibili studi scientifici ed epidemiologici che evidenziano una correlazione diretta tra agente tossico ed effetti sanitari provocati, nella maggior parte dei casi tale correlazione risulta di più difficile attribuzione.

Non sempre risultano disponibili, in un dato contesto ambientale ed in presenza di uno specifico scenario di danno, i dati sanitari necessari al fine dell'individuazione su base statistica delle possibili correlazioni tra la presenza di un dato agente inquinante e l'incidenza che lo stesso può aver avuto sulla salute della popolazione coinvolta.

Per la valutazione delle possibili ricadute di una alterazione intervenuta sull'ambiente a carico della salubrità occorrerà quindi:

- 1) evidenziare il superamento di eventuali soglie limite per classi di sostanze di riconosciuta pericolosità (fattori ambientali);
- 2) verificare l'avvenuta esposizione (fattori di esposizione);
- 3) correlare i dati relativi agli effetti sanitari riscontrati con i fattori ambientali e di esposizione (fattori sanitari).

Rispetto alle diverse componenti ambientali, per la corretta definizione delle relazioni causa-effetto sono necessari tre classi di dati distinte, corrispondenti

a *Indicatori di rischio ambientale* (es. valori limite di concentrazione per una data sostanza); *Indicatori di esposizione* (es. valori ematici di tale sostanza riscontrabili nella popolazione locale, presenza di fenomeni di bioaccumulo nella catena alimentare); *Indicatori di effetti sanitari* (es. dati relativi a mortalità o morbosità correlabili alla data sostanza).

Successivamente, per quanto riguarda la quantificazione del danno avvenuto a carico della salubrità, occorre definire una scala 'di gravità' del rischio per la salute umana secondo i seguenti criteri di priorità:

- 1) *ubiquità e abbondanza dell'agente dannoso nell'ambiente;*
 - 2) *persistenza nell'ambiente con rischi di bioaccumulo, ovvero le trasformazioni ambientali e metaboliche che rendono l'agente più pericoloso che allo stato originario;*
 - 3) *gravità di eventi indesiderati sulla salute umana, ovvero importanza degli effetti cronici o irreversibili (effetti genetici, neurotossici, carcinogeni) ed attribuzione di priorità verso esposizioni ripetute rispetto a quelle isolate.*
-

8. ALCUNE APPLICAZIONI DELLA METODOLOGIA PROPOSTA

In questa sezione sono riportati alcuni esempi di valutazione del risarcimento del danno ambientale al fine di chiarire meglio la procedura proposta nel capitolo 6. A tale proposito, si è tentato di abbracciare casi diversi tra loro per tipologia di danno, per risorse colpite, per componenti da valutare, per tecniche di valutazione impiegate e per area geografica.

Va preliminarmente sottolineato che i casi presentati, pur ispirati a studi di valutazione dell'ambiente ripresi dalla letteratura, sono stati adattati, in taluni casi piuttosto liberamente, per rispondere meglio alle esigenze di esemplificazione del metodo. In particolare, quando non espressamente riferite ad un evento avverso realmente accaduto, sono state ipotizzate delle fattispecie di danno; in tutti i casi tali valutazioni sono state interpretate seguendo l'approccio matriciale. Ciò giustifica il fatto che nelle matrici siano segnalate¹, ma non quantificate, famiglie generiche di indicatori e che, in taluni casi, non siano riportate in dettaglio le specie animali e vegetali interessate dal danno.

Si parte con un caso relativo ad uno sversamento di petrolio negli USA, che colpisce prevalentemente le acque marino-costiere e l'avifauna e dove le componenti di danno stimate si incentrano sui costi per interventi di surrogazione e ripristino.

Segue un caso di ipotetico danno circoscritto nell'alveo della piana alluvionale del Danubio lungo un tratto che attraversa l'Austria, la cui valutazione richiede la stima dei mancati benefici transitori, mediante *benefit transfer*. È, dunque, un esempio che può risultare utile per comprendere queste tecniche di stima basate su studi secondari. Nello specifico, sono state compilate le matrici acqua di fiume, suolo e flora.

Il terzo esempio è relativo a delle attività estrattive che hanno pesantemente colpito risorse abiotiche quali suolo, acque sotterranee ed acque superficiali in Colorado (USA). In questo caso ai costi di surrogazione e ai mancati benefici transitori sono sommati anche i mancati benefici permanenti stimati per i valori passivi. Per la stima dei danni sono stati effettuati studi *ad hoc*.

L'ultimo caso considera un ipotetico danno ambientale nelle isole Samoa che interessa funzioni relative a matrici abiotiche (acque marino-costiere e suolo) e biotiche (flora e fauna). Fra gli esempi proposti, questo ultimo è il più complesso, non solo per il numero di funzioni compromesse e la varietà dei metodi adoperati, ma anche per la presenza di molte funzioni mediate che collegano fra loro risorse diverse, nonché per l'uso combinato di studi primari e secondari.

8.1 Danno ripristinabile con limitate perdite di benefici transitori

Il 24 settembre 1998, la petroliera T/V Command² in viaggio da San Francisco a Panama ha disperso, lungo il tratto all'altezza della Contea di San Mateo, 3.000 galloni di carburante. Le condizioni meteorologiche, seppur non particolarmente avverse, hanno favorito un lento spostamento del carico inquinante verso la costa

¹ Ci si riferisce sia alle famiglie di indicatori presenti in ogni matrice (sia abiotiche che biotiche), sia agli indicatori relativi allo 'stato di conservazione' presenti solo nelle matrici biotiche; questi ultimi sono solo identificati senza alcuna attribuzione di punteggio.

² Caso liberamente adattato da *Draft Restoration Plan and Environmental Assessment* (NOAA, 2003). Per riferimenti aggiuntivi consultare il sito del NOAA alla pagina <http://www.darp.noaa.gov/southwest/command/index.html>.

che nel giro di pochi giorni è stata inquinata da residui di catrame per una lunghezza complessiva di 15 km. Secondo prassi, il NOAA ed altri enti pubblici coinvolti si sono costituiti *trustees*.

Secondo la procedura proposta nel capitolo 6, il primo passo consiste nella identificazione degli ecosistemi compromessi, necessaria alla individuazione delle risorse biotiche e abiotiche interessate dall'evento dannoso.

Nel caso in questione, risulta interessato l'ecosistema marino-costiero, che comprende habitat costieri, intercotidali e la superficie marina; in particolare, per quanto riguarda la zona propriamente costiera, sono stati interessati gli habitat specifici di scogliera esposta e riparata, di spiaggia ghiaiosa e sabbiosa, che costituiscono habitat naturali, e le opere costiere che rappresentano ambienti specifici di nidificazione di alcune specie ornitiche. La zona colpita risulta di notevole interesse ecologico in quanto costituisce un corridoio migratorio per diverse specie quali mammiferi marini, pesci, tartarughe marine, invertebrati ed uccelli. Tra i siti colpiti sono incluse anche le *Farallon Islands*, una zona protetta che ospita il 30% dell'avifauna della California. In base a quanto riportato dal piano di ripristino proposto dal NOAA, tuttavia, il danno ha colpito primariamente la linea costiera ed il mare, seppur con diverso impatto³, per cui gli interventi hanno interessato queste specifiche risorse.

Per coerenza con le informazioni disponibili dal piano di ripristino (NOAA, 2003), nel seguito saranno considerate solo le risorse acque marino-costiere (Tabella 8.1) e fauna relativamente alle sole specie ornitiche (Tabella 8.2 e Tabella 8.3).

La matrice acque marino-costiere, così come la matrice fauna, è utilizzata per segnalare le funzioni compromesse in conseguenza del danno. Una volta identificate le funzioni e quantificati gli indicatori è possibile esprimere giudizi circa la reversibilità e ripristinabilità del danno, nonché l'entità dello stesso. Per danni che risultano trascurabili (T) non si procede alla valutazione, mentre per danni di gravità media (M) o alta (A) si avvia il processo valutativo. Si ricorda che le colonne della matrice in grigio chiaro fanno riferimento alla risorsa in quanto tale, le colonne in grigio scuro fanno riferimento alla risorsa come componente dell'ecosistema e che le intestazioni segnalate in corsivo si riferiscono a funzioni miste pubblico-private. Le funzioni ricreative relative al settore dei servizi sono contrassegnate con il simbolo √, ma non valutate, in quanto in questo caso hanno natura prettamente privata e quindi sono reclamabili direttamente dagli interessati. Si nota come, in relazione alle acque marino-costiere, siano state considerate principalmente le funzioni ecologiche e ricreative per le quali sono poste in atto azioni di ripristino e surrogazione. Si tratta infatti di danni generalmente riparabili. Per le funzioni di domanda non ripristinabili ma reversibili (balneazione e pesca ricreativa), e per quelle ripristinabili e reversibili (altre funzioni ricreative), sono stati stimati i mancati benefici transitori per *benefit transfer* da studi di valutazione contingente.

Anche nel caso della matrice fauna si procede alla segnalazione delle funzioni compromesse ed alla valutazione in termini monetari di quelle funzioni di tipo

³ Nel caso specifico, sono stati individuati due livelli di impatto: grave, ad indicare la presenza di chiazze di petrolio sulla superficie marina o di notevoli quantità di catrame sulla costa, e moderato, ad indicare una ridotta o sporadica presenza di catrame sulla costa.

pubblico il cui livello di gravità risulta medio e alto. Si tratta di funzioni di domanda, ecologiche ed esprimenti valori passivi, tutte riparabili, ripristinabili e con mancati benefici transitori trascurabili: per la valutazione si procederà infatti a stimare il costo delle azioni difensive, di ripristino e di surrogazione.

Il risarcimento del danno somma i costi sostenuti per azioni difensive e di ripristino e la stima delle perdite di benessere per mancati benefici transitori⁴. In Tabella 8.4 sono riassunte le componenti di danno valutate ai fini della determinazione del risarcimento, indicando anche il relativo metodo di stima. Nel seguito sono descritte nel dettaglio le azioni di intervento e le modalità di stima dei mancati benefici transitori.

⁴ Lo studio originario (NOAA, 2003) riporta la stima analitica dei costi di ripristino, ma fornisce limitate informazioni relativamente a quella dei mancati benefici transitori.

Tabella 8.1 – Matrice Acque marino-costiere

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | VALORI D'USO E/O PASSIVI | |
|--|--|--------------------|-------------|---------------------------|--------------------------|--------------------|
| | Produzione <i>Servizi (Terziario)</i> | Domanda | | | Produttività trofica | Habitat per specie |
| | <i>Turismo</i> | Servizi ricreativi | | | | |
| INDICATORI | | Pesca ricreativa | Balneazione | Altre attività ricreative | | |
| Indicatori relativi allo stato qualitativo delle acque | √ | | | | A/R/RP | A/R/RP |
| Indicatori quantitativi | | | | | | |
| Parametri relativi agli usi antropici | √ | M/R/NRP | M/R/NRP | M/R/RP | | |

M- entità dell'effetto; Media; A- entità dell'effetto; Alta; R- funzione reversibile; RP- funzione ripristinabile; NRP- funzione non ripristinabile

Tabella 8.2 – Indicatori dello stato di conservazione: Fauna

| | STATO DI CONSERVAZIONE | | | | | |
|---|------------------------|--------------------|----------------|--------------------|--------------------------------|-----------------|
| | <i>Legislazione</i> | <i>Liste Rosse</i> | <i>Rarietà</i> | <i>Sensibilità</i> | <i>Interesse biogeografico</i> | <i>Focalità</i> |
| <i>Marblet Murrelet</i> (Urietta marmoreggiata) | X | | X | | X | |
| <i>Common Murre</i> (Uria comune) | | | | | X | |
| <i>Brown Pelican Roost</i> (Pellicano bruno) | | | | | X | |
| <i>Sooty Shearwater</i> (Berta grigia) | X | | X | | X | X |

Tabella 8.3 – Matrice Fauna

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | VALORI PASSIVI | | |
|---|-------------------|-------------|---------------------------|---|------------------------------|---|--------------------------------|-------------------|--------------------------|--------|
| | Servizi educativi | Domanda | | Servizi ricreativi Altre attività ricreative | Contributo alla biodiversità | Contributo alla funzionalità ecosistemica | Riserva per generazioni future | Risorse genetiche | Valore storico-culturale | |
| | | Eco-turismo | Altre attività ricreative | | | | | | | |
| INDICATORI | | | | | | | | | | |
| <i>Marblet Murrelet</i> (Urietta marmoraggiata) | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | M/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | | |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | M/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | | |
| <i>Common Murre</i> (Uria comune) | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | M/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | | |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | M/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | | |
| <i>Brown Pelican Roost</i> (Pellicano bruno) | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | M/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | | |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | M/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | | |
| <i>Sooty Shearwater</i> (Berta grigia) | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | M/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | A/R/RP |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | M/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | M/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | A/R/RP | A/R/RP |

M- entità dell'effetto; Media; A- entità dell'effetto; Alta; R- funzione reversibile; RP- funzione ripristinabile

Tabella 8.4 - Risorse colpite, funzioni compromesse e metodi di valutazione con relativi importi (dollari)

| | Acque marino-costiere | | Fauna | |
|---|--|--|---|---|
| | Funzioni ecologiche | Funzioni ricreative | Funzioni ecologiche | Funzioni storico-culturali |
| Azioni Difensive | Costi di primo intervento e messa in sicurezza: 242.092 Costi di analisi quantificazione del danno: 112.758 | Non necessarie | Costi relativi agli studi di approfondimento dovuti alla rarità e fragilità delle specie colpite: 150.000 | Non necessarie |
| Azioni di Ripristino/ Surrogazione | Non attuabili | Costi di intervento ai fini del ripristino: 195.000 | Costi di intervento ai fini del ripristino: 2.066.395 Costi di intervento straordinari dovuti alla rarità e fragilità delle specie colpite ai fini del ripristino: 422.000 | Costi di intervento ai fini del ripristino: 390.300 |
| Mancati Benefici Transitori | Trascurabili | Stime basate sul metodo della valutazione contingente e trasferite per <i>benefit transfer</i> : 113.386 | Trascurabili | Trascurabili |
| Mancati Benefici Permanenti | Non presenti | Non presenti | Non presenti | Non presenti |
| Risarcimento totale stimato | | | | 3.962.931 |

Acque marino-costiere: funzioni ecologiche e ricreative

Per quanto attiene le acque marino-costiere, la compromissione delle funzioni ecologiche ha comportato delle spese difensive per le azioni di primo intervento, per ripulire le acque dal carburante sversato, e costi per la quantificazione fisica del danno. Tali spese sono state stimate in 354.850 \$.

Per quanto riguarda le funzioni ricreative, è stata stimata la perdita di benessere conseguente al valore di uso temporaneamente compromesso. Tale perdita è imputabile sia alla diminuzione delle visite sia alla contrazione di utilità per ogni visita subita dai visitatori comunque presenti. Il periodo transitorio, durante il quale l'uso della spiaggia è stato ridotto per la presenza di catrame e per le attività di ripulitura, si è protratto per cinque giorni. Per stimare il numero di presenze perdute sono state calcolate le presenze medie giornaliere dal 1995 al 1999 sulla spiaggia⁵ e dal 1996 al 1999 nella Riserva Marina⁶. Nel primo caso il valore medio è di 3.322 presenze giornaliere che moltiplicate per 5 giorni porta ad un totale di 16.608 presenze. Nel secondo caso il valore medio ottenuto è risultato di 396 presenze. Sommando questi valori si ottiene un totale di 18.228 presenze. In base a casi simili per natura del danno e risorsa colpita, è stato stimato che il 10% di queste presenze (quindi 1.823 individui) ha evitato completamente sia la spiaggia che la riserva durante il periodo più critico, e solo il 2% di esse (quindi 510 indi-

⁵ La fonte per questi dati è il *California Department of Parks and Recreation, Resource Management (CDPR)*.

⁶ La fonte per questi dati è il *James V.Fitzgerald Marine Reserve*.

vidui) ha evitato la spiaggia nella settimana successiva, portando ad un totale di 2.333 visite completamente perse. La perdita di benessere da attività ricreativa imputabile ad una mancata visita è stato stimato per *benefit transfer* da studi di valutazione contingente riportati in letteratura⁷. Il valore medio di una visita (20,19 \$) è stato moltiplicato per il numero totale di visite perse e così il surplus ricreativo perduto complessivamente ammonta a 47.103 \$. A questo valore va sommata la perdita di benessere dovuta ad un minore livello di soddisfazione da parte di chi ha comunque visitato il sito nella fase transitoria. Facendo riferimento alla letteratura ed in particolare dalla stima effettuata da Hanemann (1997) in relazione ad un caso analogo (*American Trader*), è stata stimata una perdita di benessere del 20% rispetto alle condizioni normali, da parte degli individui che sono ugualmente andati in spiaggia. In questo caso la perdita per visita è stimabile in 4,04 \$ che, estrapolata sulle presenze complessive (16.405), genera una perdita totale di 66.276 \$. Nel complesso dunque la perdita di benessere totale nelle funzioni ricreative, nella fase transitoria, ammonta a 113.379 \$. Ai mancati benefici relativi alla fase transitoria vanno aggiunti i costi di ripristino per promuovere gli usi ricreativi delle acque nell'area colpita dal danno. Tali azioni consistono essenzialmente nel miglioramento dei percorsi di accesso alle spiagge (145.000 \$) e dei servizi messi a disposizione dei surfisti (50.000 \$).

Fauna: funzioni ecologiche e storico-culturali

Fra le specie ornitiche colpite dallo sversamento di petrolio, vi sono due specie protette dalle legislazioni federali e statali: Urietta marmoreggiata e Pellicano bruno. Le particolarità della prima specie, legate alla rarità ed all'esposizione al rischio di estinzione, hanno reso necessario effettuare degli studi ad hoc per valutare l'entità della perdita, stimata in 150.000 \$. Nel piano di ripristino sono state previste due azioni di intervento a favore della Urietta marmoreggiata. La prima consiste nel tenere sotto controllo i predatori e gli altri agenti di pressione in modo tale da aumentare la probabilità di successo della riproduzione degli esemplari superstiti, i cui costi sono riportati in Tabella 8.5. La seconda azione di ripristino consiste nell'acquisire un'area idonea alla nidificazione della Urietta marmoreggiata. Il sito acquisito è di 80 acri, in una zona al riparo da azioni antropiche, per un costo di 400.000 \$; tale cifra comprende i costi di acquisizione e di gestione dell'area.

Per le altre specie, le cui aree di nidificazione sono situate lungo il tratto di costa maggiormente colpita, è stato approvato un programma di protezione della colonia composta principalmente da Uria comune e Pellicano bruno. Tale programma, di durata quinquennale, prevede azioni di monitoraggio, controllo ed educative, ed i relativi costi sono riportati in Tabella 8.6. Dal momento che il Pellicano bruno è una specie protetta, è prevista una specifica azione di ripristino. L'intervento ha luogo nell'isola Breakwater, nell'area della Baia di San Francisco e consiste in una serie di miglioramenti atti a favorire nel lungo termine un incremento nel numero di pellicani. Tali miglioramenti sono riconducibili alla regolamentazione dell'accesso alla zona (Tabella 8.7). Un'ulteriore azione di ripristino a favore del Pellicano bruno è costituita da attività finalizzate alla riduzione del pericolo di rimanere intrappolati in reti da pesca: predisposizione di opportuna segna-

⁷ Fra gli studi menzionati: Freeman (1993), McConnell e Strand (1994).

letica (14.000 \$) e distribuzione di documentazione informativa e formativa (8.000 \$). È previsto un progetto ad hoc anche per le Urie comuni che vivono nell'isola di Farallon; si tratta di creare habitat artificiali per favorire la nidificazione di questa specie. I fondi stanziati a questo scopo sono riassunti in Tabella 8.8. L'ultimo progetto di ripristino concernente l'avifauna colpita dal danno ambientale riguarda una specie migratoria, Berta grigia, originaria della Nuova Zelanda. Si tratta di una specie protetta per legge in Nuova Zelanda in quanto parte integrante della cultura della popolazione indigena Rakiura Māori. Gli interventi a favore di questa specie sono stati effettuati direttamente nelle aree di nidificazione in Nuova Zelanda. Per favorire la riproduzione degli esemplari superstiti sono state realizzate azioni di controllo dei predatori nell'isola di Mokonui (Tabella 8.9).

Risarcimento complessivo

La stima del risarcimento complessivo di questo danno ammonta a 3.962.931 \$.

Tabella 8.5 – Interventi a favore della Urietta marmoreggiata (dollari)

| Interventi | Costo previsto |
|--|-----------------------|
| Indagini audio/video sui <i>Marbled Murrelet</i> (Urietta marmoreggiata) | 60.000 |
| Indagini audio/video su corvi ed altri predatori | 72.000 |
| Sviluppo ed installazione di materiale didattico e segnaletico | 40.000 |
| Protezioni pattumiere al Memorial Park | 60.000 |
| Protezioni pattumiere nel Big Basin | 40.000 |
| Rimozione nidi corvi | 10.000 |
| Assunzioni staff stagionale a tempo pieno e part-time | 200.000 |
| Nomina manager del progetto per State Park | 183.600 |
| Nomina manager del progetto per Memorial Park | 81.600 |
| Totale Costi | 747.200 |

Tabella 8.6 – Programma di protezione a favore del Pellicano bruno e dell'Uria comune (dollari)

| Interventi | Anno 1 | Anno 2 | Anno 3 | Anno 4 | Anno 5 |
|---|---------------|---------------|---------------|---------------|------------------|
| Monitoraggio | | | | | |
| Assunzione personale addetto | 31.500 | 53.750 | 53.750 | 54.750 | 38.370 |
| Equipaggiamento | | 15.500 | 11.000 | 11.000 | 8.250 |
| Supporto amministrativo | | 5.000 | 5.000 | 5.000 | 5.000 |
| Trasporto/veicoli | | 11.000 | 11.000 | 11.000 | 11.000 |
| Controllo | | | | | |
| Agente USFWS | 18.710 | 18.710 | 18.710 | 18.710 | - |
| Supervisore USFWS | 2.058 | 2.058 | 2.058 | 2.058 | - |
| Programma Educativo | | | | | |
| Assunzione personale specializzato | 105.000 | 105.000 | 105.000 | 105.000 | - |
| Segnaletica, equipaggiamento ed altro materiale | 60.000 | 65.000 | 15.000 | 150.000 | - |
| Spostamenti | 5.000 | 5.000 | 5.000 | 5.000 | - |
| Spese generali | 42.500 | 43.750 | 31.250 | 31.250 | - |
| Totale Costi | | | | | 1.225.035 |

Tabella 8.7 –Interventi aggiuntivi a favore del Pellicano bruno (dollari)

| Interventi | Costi |
|------------------------------------|---------------|
| Installazione boe di segnalazione | 10.000 |
| Installazione segnali regolatori | 4.800 |
| Installazione cartelli informativi | 6.000 |
| Monitoraggio | 10.000 |
| Spese amministrative generali | 3.388 |
| Totale Costi | 34.188 |

Tabella 8.8 – Interventi a favore della Uria comune (dollari)

| Interventi | Costi |
|---|---------------|
| Miglioramenti sentieri ai fini operativi | 2.000 |
| Veicoli (non motorizzati) per permettere il trasporto dei blocchi di calcestruzzo | 500 |
| Materiale per la costruzione degli habitat | 10.415 |
| Lavoro operai (a 35\$/ora) | 8.715 |
| Trasporto fornito al personale per/dall'isola | 2.400 |
| Trasporto dei materiali per l'isola | 4.500 |
| Direzione progetto FWS | 3.300 |
| Monitoraggio progetto (3 anni a 7.500\$/anno) | 22.200 |
| Spese generali amministrativa | 5.943 |
| Totale Costi | 59.973 |

Tabella 8.9 – Intervento a favore della Berta grigia (dollari)

| Interventi | Costi |
|-------------------------|----------------|
| Derattizzazione | 234.000 |
| Procedure di quarantena | 39.720 |
| Monitoraggio | 87.000 |
| Informazione/educazione | 1.980 |
| Amministrazione | 27.600 |
| Totale Costi | 390.300 |

8.2 Danno reversibile con rilevanti perdite di benefici transitori

La fonte da cui trae libero spunto questo esempio è costituita da uno studio di valutazione ambientale relativo al valore economico totale dell'alveo di piena del Danubio (Gren *et al.*, 1995). Si tratta di un'area di 17.377 kmq che si estende sui territori amministrativi di ben otto paesi⁸. Tale studio è stato effettuato avvalendosi di metodi di valutazione secondari. Lo studio di valutazione originario è stato adattato ad una ipotetica situazione di danno ambientale che abbia compromesso, sia pure parzialmente, le funzioni svolte dalle acque del Danubio e dall'ecosistema forestale ad esso collegato. In particolare, l'esempio fornisce alcune indicazioni su come si possa arrivare ad una valutazione di mancati benefici attraverso il *benefit transfer*.

Si ipotizzi che, a causa di un illecito ambientale, in Austria siano andati distrutti un certo numero di ettari di bosco situati nell'alveo del fiume⁹ e, per un tratto, sia stato inquinato il fiume stesso. Individuate le risorse colpite e gli ecosistemi ad esse collegati, in accordo con quanto previsto dalla *fase 2* del processo di valutazione, sono state identificate le matrici relative alle risorse da prendere in esame: acque fluviali (Tabella 8.10), suolo/sottosuolo (Tabella 8.11) e flora¹⁰ (Tabella 8.12). In realtà, dovrebbe essere considerata anche la matrice fauna, ma le funzioni ricreative ad essa collegate sono segnalate, per semplicità, nelle matrici suolo (caccia ricreativa) ed acque fluviali (pesca ricreativa).

Tabella 8.10 – Matrice Acque fluviali

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | | | |
|--|--------------|--------------------|---------|---------------------|---------------------------|---------|-----------------------|
| | Produzione | | | | Domanda | | |
| | Pesca | Industria | | Servizi (Terziario) | Servizi ricreativi | | Servizi paesaggistici |
| Produzione di energia | | Produzione di beni | Turismo | Pesca ricreativa | Altre attività ricreative | | |
| INDICATORI | | | | | | | |
| Indicatori relativi allo stato qualitativo delle acque | | | | | | | |
| Indicatori quantitativi | ✓ | | | ✓ | | | |
| Parametri relativi agli usi antropici | | ✓ | ✓ | | A/R/NRP | A/R/NRP | A/R/NRP |

segue: **Tabella 8.10 – Matrice Acque fluviali**

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | | |
|--|-----------------------------|--------------------------------------|----------------------|-------------|--------------------|
| | Funzioni ecologiche | | | | |
| | Sostentamento materie prime | Diluzione inquinanti/effetto tampona | Produttività trofica | Depurazione | Habitat per specie |
| INDICATORI | | | | | |
| Indicatori relativi allo stato qualitativo delle acque | M/R/NRP | A/R/NRP | (*) mediata | A/R/NRP | (*) mediata |
| Indicatori quantitativi | | | | | |
| Parametri relativi agli usi antropici | | | | | |

(*) da ricollegare alla stima della pesca ricreativa all'interno della matrice fauna- valutata attraverso il metodo del costo del viaggio e della valutazione contingente.

M- entità dell'effetto: Media; A- entità dell'effetto: Alta; R- funzione Reversibile; NRP- funzione non Ripristinabile.

⁸ Si tratta di Germania (45.662 ettari), Austria (27.500 ettari), Slovacchia (5.000 ettari), Ungheria (51.553 ettari) Croazia (350.000 ettari), Bulgaria (80.000 ettari), Romania (1.028.000 ettari) ed Ucraina (150.000 ettari) per un totale di 1.737.715 ettari.

⁹ Infatti nell'area classificata come 'alveo di piena' possono rientrare diversi ecosistemi, fra cui bosco, zone umide, prati, corpi idrici.

¹⁰ Si tratta di salice, pioppo, frassino, olmo e talune piante officinali per le quali non è segnalata alcuna specificità relativamente allo stato di conservazione.

Tabella 8.11 – Matrice Suolo/Sottosuolo

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | VALORI D'USO E/O PASSIVI | |
|---|--------------------|------------|---------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| | Domanda | | | Funzioni ecologiche | |
| | Servizi ricreativi | | | Filtrazione, depurazione | Sostentamento materie prime |
| INDICATORI | Caccia ricreativa | Escursioni | Altre attività ricreative | | |
| Indicatori relativi alle variazioni di copertura della superficie | A/R/NRP | A/R/NRP | M/R/NRP | | |
| Indicatori relativi al rischio idrogeologico | | | | | |
| Valori di concentrazioni nel suolo di inquinanti | | | | | |
| Indicatori quantitativi | | | | | (*) mediata |
| Indicatori qualitativi | | | | A/R/NRP | |

(*) da ricollegare alle funzioni ecologiche all'interno della matrice acque di fiume- valutate attraverso i costi evitati.

M- entità dell'effetto: Media; A- entità dell'effetto: Alta; R- funzione Reversibile; NRP- funzione non Ripristinabile.

Tabella 8.12 – Matrice Flora

| FUNZIONI RELATIVE VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | | | | | | | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | |
|---|--------------|--|---------|------------|---------|--------------|---------------------------|-----------------------|------------------------------|---|-----------------------------------|--|---------|
| | Produzione | | | Domanda | | | | | | | Funzioni ecologiche | | |
| | Selvicoltura | Settori legati alle attività selvicoltrali | Legname | Medicinale | Caccia | Eco-turismo* | Altre attività ricreative | Servizi paesaggistici | Contributo alla biodiversità | Contributo alla funzionalità ecosistemica | Rifugio e nutrimento per la fauna | | |
| INDICATORI | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Salice</i> | | | | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | ✓ | ✓ | A/R/NRP | | A/R/NRP | M/R/NRP | M/R/NRP | M/R/NRP | T/R/NRP | T/R/NRP | | | M/R/NRP |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | ✓ | ✓ | A/R/NRP | | A/R/NRP | | | | T/R/NRP | T/R/NRP | | | M/R/NRP |
| <i>Pioppo</i> | | | | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | ✓ | ✓ | A/R/NRP | | A/R/NRP | M/R/NRP | M/R/NRP | M/R/NRP | T/R/NRP | T/R/NRP | | | M/R/NRP |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | ✓ | ✓ | A/R/NRP | | A/R/NRP | | | | T/R/NRP | T/R/NRP | | | M/R/NRP |
| <i>Frassino</i> | | | | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | ✓ | ✓ | A/R/NRP | | A/R/NRP | M/R/NRP | M/R/NRP | M/R/NRP | T/R/NRP | T/R/NRP | | | M/R/NRP |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | ✓ | ✓ | A/R/NRP | | A/R/NRP | | | | T/R/NRP | T/R/NRP | | | M/R/NRP |
| <i>Olmo</i> | | | | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | ✓ | ✓ | A/R/NRP | | A/R/NRP | M/R/NRP | M/R/NRP | M/R/NRP | T/R/NRP | T/R/NRP | | | M/R/NRP |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | ✓ | ✓ | A/R/NRP | | A/R/NRP | | | | T/R/NRP | T/R/NRP | | | M/R/NRP |
| <i>Piante officinali</i> | | | | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | ✓ | ✓ | | T/R/NRP | A/R/NRP | M/R/NRP | M/R/NRP | M/R/NRP | T/R/NRP | T/R/NRP | | | M/R/NRP |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | ✓ | ✓ | | T/R/NRP | A/R/NRP | | | | T/R/NRP | T/R/NRP | | | M/R/NRP |

(*) da ricollegare alle funzioni ecologiche all'interno della matrice acque di fiume- valutate attraverso i costi evitati.

T- entità dell'effetto: Trascurabile; M- entità dell'effetto: Media; A- entità dell'effetto: Alta; R- funzione Reversibile; NRP- funzione non Ripristinabile

Utilizzando la matrice acque fluviali come *check list*, sono state marcate (\checkmark) tutte le funzioni private colpite (dunque non valutate ai fini del risarcimento), individuando quelle svolte sia dall'acqua come risorsa in sé (grigio chiaro) sia dall'ecosistema fluviale (grigio scuro): pesca professionale, attività di produzione industriale e servizi. Per quanto attiene le funzioni pubbliche compromesse, nelle stesse caselle è riassunta la portata degli effetti del danno sulla singola funzione in termini di reversibilità (R), irreversibilità (NR), ripristinabilità (RP), non ripristinabilità (NRP) ed intensità dell'effetto (T - trascurabile, M - medio, A - alto). In particolare dunque, le funzioni da valutare ai fini del risarcimento del danno si riferiscono a effetti non trascurabili su attività ricreative e funzioni ecologiche. Per quanto riguarda la matrice acque fluviali sono stati identificati degli effetti sempre reversibili (ma non ripristinabili) di alta e media intensità. Si è proceduto in modo analogo per la matrice suolo facendo attenzione a non effettuare doppi conteggi, evitando cioè di associare al suolo funzioni compromesse già riportate nelle precedenti matrici. È per questo motivo, ad esempio, che non sono state indicate in matrice la funzione paesaggistica e le funzioni ecologiche diverse da quella di filtrazione/depurazione. La matrice riporta, per semplicità, anche gli effetti sulla fauna. Per quanto attiene le funzioni compromesse relative alla flora sono state ignorate quelle aventi natura squisitamente privata (prime tre colonne). Oltre alle attività ecologiche, ricreative e paesaggistiche¹¹, sono state considerate altre due funzioni, generalmente di tipo misto, per quanto attiene la loro componente pubblica; in particolare, si tratta della raccolta libera di legna per uso domestico e, sebbene non valutata in quanto trascurabile, della raccolta di piante officinali a scopi non commerciali. Anche in questo caso gli effetti del danno sulle funzioni considerate sono reversibili.

Le funzioni danneggiate riportate in ciascuna matrice, sono state valutate per *benefit transfer*. Dal momento che il danno è supposto reversibile ma non ripristinabile¹², non esistono azioni di ripristino, né mancati benefici permanenti, né si sono attuati interventi di messa in sicurezza o difesa in genere. In Tabella 8.13 sono riassunte le funzioni compromesse relative a tutte le matrici. Come si può osservare, esse sono state aggregate per evitare doppi conteggi in sede di valutazione economica. In particolare, sono state aggregate tutte le funzioni ecologiche mediate come filtrazione e depurazione da parte del suolo, diluizione inquinanti-effetto tampone e depurazione da parte dell'acqua di fiume. Analogamente sono state aggregate le funzioni ricreativo-paesaggistiche, svolte congiuntamente da tutte le risorse, e le funzioni di domanda di beni a fruizione libera (raccolta legna e alimentazione degli animali selvatici).

La Tabella 8.13 segnala quindi i metodi di stima utilizzati per la valutazione dei diversi mancati benefici transitori nonché il valore ad ettaro risultante dalle stime stesse. Ovviamente, essendo il danno non ripristinabile, ma reversibile, e non essendo possibile attuare azioni difensive, non si è proceduto alla valutazione dei corrispondenti costi, così come non si sono valutati i mancati benefici permanenti, in quanto inesistenti.

¹¹ Trattandosi di una compromissione temporanea, la funzione paesaggistica è stata valutata congiuntamente con quelle ricreative.

¹² In questo caso si è ipotizzato che gli interventi di ripristino non siano economicamente convenienti dato che le specie arboree compromesse hanno, in generale, una buona capacità di ricolonizzare spontaneamente e rapidamente le aree colpite dal danno.

Suolo e flora: funzioni di domanda

Per valutare la temporanea compromissione delle funzioni di domanda di beni pubblici (legna e foraggi per gli animali selvatici), si è effettuato un trasferimento di valore (*benefit transfer*) da uno studio primario su un Parco Nazionale vicino a Vienna (Kosz *et al.*, 1992) in cui tale funzione era stimata a prezzi di mercato. In base alle stime effettuate nello studio di partenza (Kosz *et al.*, 1992) e riprese nello studio di valutazione (Gren *et al.*, 1995), le zone con copertura boschiva e presenza di un corpo idrico avevano un valore medio più alto (110 euro/ettaro/anno) mentre le altre aree avevano un valore medio molto più basso (59 euro/ettaro/anno)¹³. Si è ipotizzato che sia stato compromesso il 50% di tale funzione (55 euro/ettaro/anno). Il tempo necessario perché tale funzione ritorni allo stato precedente l'incidente è di 20 anni. Supponendo che l'andamento del recupero di questa componente sia lineare e, dunque, pari a 2,85 euro all'anno, si stima che il valore attuale dei mancati benefici per quanto attiene la funzione di domanda sia pari a 455 euro per ettaro. Tale valore è stato ottenuto utilizzando un saggio di sconto del 3,5% (Tabella 8.14).

Funzione ricreativa complessiva

Anche in merito alla funzione ricreativa si è operato per *benefit transfer* di stime ottenute nel sito originario tramite il metodo del costo di viaggio (Kosz *et al.*, 1992). Si è stimato un valore di partenza di 319 euro per ettaro per anno; se a tale valore si aggiunge quello della caccia ricreativa, che include non solo i permessi di caccia ma anche il valore di mercato degli animali catturati, si arriva ad una media di 360 euro ad ettaro per anno. Per semplicità, si ipotizza che, in seguito all'incidente, il valore ricreativo compromesso si sia dimezzato. Questa volta però, il tempo necessario perché tale funzione ritorni alla *baseline* è di 10 anni. Adottando un saggio di sconto del 3,5% e calcolando un recupero di funzionalità annua di 18 euro, si stima che il valore attuale dei mancati benefici ricreativi sia pari a 866 euro per ettaro (Tabella 8.14).

Suolo ed acqua: funzione ecologiche

Gli studi primari utilizzati riportano stime riferite ad una zona dell'Austria molto prossima a quella interessata dal danno. Non si è quindi resa necessaria alcuna operazione intermedia di adattamento e contestualizzazione dello studio originario.

Al contrario, per la stima dei flussi legati alle funzioni ecologiche danneggiate, lo studio di partenza è di provenienza svedese (Gren, 1993). Si tratta di una valutazione delle misure da adottare per ridurre le emissioni di azoto nell'arcipelago di Stoccolma. Nello studio primario la funzione ecologica è stata valutata sulla base dei costi di ripristino evitati dalla presenza di un'area naturale (lago di Måler ed attigua zona umida) con elevata capacità di abbattimento dell'azoto cui corri-

¹³ Va precisato che nello studio originario, ai fini della determinazione di tali valori per ettaro, si è tenuto conto dei diversi standard di vita nei paesi presi in considerazione nello studio Gren *et al.* (1995), rendendoli comparabili con l'indice PPA (Parità del Potere di Acquisto, OCSE).

sponde un valore di 3,9 euro per kg. Tale valore è stato stimato in termini di costi evitati per abbattere il carico di azoto. In base a degli studi effettuati (Haskoning, 1994) circa la capacità di ritenzione di azoto da parte del bacino del Danubio, e considerando i carichi totali e i valori monetari stimati nel caso svedese, si giunge ad una media di 212 euro per ettaro; tale valore rappresenta i costi evitati per l'abbattimento dei nutrienti in virtù delle funzioni ecologiche di assorbimento e ritenzione delle sostanze inquinanti. Assumendo che il danno abbia compromesso il 50% di tali funzioni e che esse ritornino gradualmente alla loro *baseline* in 20 anni in modo lineare, il valore attuale dei mancati benefici totali per le funzioni ecologiche è stimato in 876 euro per ettaro (Tabella 8.14).

Risarcimento complessivo

Il risarcimento complessivo è stimato in 2.197 euro per ettaro.

Tabella 8.13 - Risorse colpite, funzioni compromesse e metodi di valutazione con relativi importi (euro)

| Acque fluviali combinate con il Suolo | | Suolo combinato con la Flora | |
|---|--|---|--|
| | Funzioni ecologiche | Funzioni ricreative | Funzioni di domanda |
| Azioni Difensive | Non necessarie | Non necessarie | Non necessarie |
| Azioni di Ripristino/ Surrogazione | Non attuabili | Non attuabili | Non attuabili |
| Mancati Benefici Transitori | Stima di spese difensive evitate trasferite per <i>benefit transfer</i> : 876 per ettaro | Stime basate sul metodo del Costo del Viaggio e trasferite per <i>benefit transfer</i> : 866 per ettaro | Stime basate sui prezzi di mercato e trasferite per <i>benefit transfer</i> : 455 per ettaro |
| Mancati Benefici Permanenti | Non presenti | Non presenti | Non presenti |
| Risarcimento totale stimato per ettaro | | | 2.197 |

Tabella 8.14 – Mancati benefici transitori stimati per le funzioni compromesse dal danno (euro)

| Anni | Fattore di sconto (a) | Mancati benefici: Funzioni di Domanda | | Mancati benefici: Funzioni Ricreative | | Mancati benefici: Funzioni Ecologiche | |
|---------------|-----------------------|---------------------------------------|---------------------------|---------------------------------------|---------------------------|---------------------------------------|---------------------------|
| | | Valori Correnti (b) | Valori attualizzati (a-b) | Valori Correnti (c) | Valori attualizzati (a-c) | Valori Correnti (d) | Valori attualizzati (a-d) |
| 1 | 0,966 | 55 | 53,14 | 180 | 173,91 | 106 | 102,42 |
| 2 | 0,934 | 52 | 48,78 | 162 | 151,23 | 101 | 94,00 |
| 3 | 0,902 | 49 | 44,65 | 144 | 129,88 | 95 | 86,05 |
| 4 | 0,871 | 47 | 40,74 | 126 | 109,80 | 90 | 78,52 |
| 5 | 0,842 | 44 | 37,05 | 108 | 90,93 | 85 | 71,40 |
| 6 | 0,814 | 41 | 33,56 | 90 | 73,22 | 79 | 64,67 |
| 7 | 0,786 | 38 | 30,26 | 72 | 56,59 | 74 | 58,32 |
| 8 | 0,759 | 36 | 27,15 | 54 | 41,01 | 69 | 52,32 |
| 9 | 0,734 | 33 | 24,21 | 36 | 26,41 | 63 | 46,67 |
| 10 | 0,709 | 30 | 21,44 | 18 | 12,76 | 58 | 41,33 |
| 11 | 0,685 | 28 | 18,84 | 0 | 0 | 53 | 36,30 |
| 12 | 0,662 | 25 | 16,38 | 0 | 0 | 48 | 31,57 |
| 13 | 0,639 | 22 | 14,07 | 0 | 0 | 42 | 27,11 |
| 14 | 0,618 | 19 | 11,89 | 0 | 0 | 37 | 22,92 |
| 15 | 0,597 | 17 | 9,85 | 0 | 0 | 32 | 18,98 |
| 16 | 0,577 | 14 | 7,93 | 0 | 0 | 27 | 15,28 |
| 17 | 0,557 | 11 | 6,13 | 0 | 0 | 21 | 11,81 |
| 18 | 0,538 | 8 | 4,44 | 0 | 0 | 16 | 8,56 |
| 19 | 0,520 | 5 | 2,86 | 0 | 0 | 10 | 5,51 |
| 20 | 0,503 | 3 | 1,38 | 0 | 0 | 5 | 2,66 |
| 21 | 0,486 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0 | 0,00 |
| Totale | | | 455 | | 866 | | 876 |

8.3 Danno parzialmente surrogabile con perdite di benefici transitori e permanenti (1)

Questo terzo esempio si riferisce ad un caso reale di stima di danno ambientale (Ward e Duffield,1992) reinterpretato secondo l'approccio matriciale. Le attività estrattive della *Idarado Mining and Milling*, hanno inquinato con bicromato di potassio esavalente la falda da cui si attinge acqua potabile alla città di Telluride in Colorado, il terreno attiguo ed i corsi d'acqua. A differenza degli altri casi, per valutare i danni causati dalle attività estrattive, si è data priorità alla contaminazione delle risorse abiotiche, quali suolo (Tabella 8.15), acque sotterranee (Tabella 8.16) e superficiali (Tabella 8.17). Le attività estrattive hanno danneggiato sia comparti produttivi (produzione di beni e turismo) che funzioni di domanda (usi civili, servizi ricreativi e paesaggistici). Nel primo caso, trattandosi di funzioni private che non rientrano nel computo del risarcimento per danno ambientale, si è provveduto alla mera segnalazione. Le funzioni civili sono state valutate sulla

base della riduzione dei valori immobiliari in seguito al danno. Le funzioni ricreative e le funzioni ecologiche riferite al suolo e quelle ricreative riferite all'acqua fluviale sono state stimate con il metodo della valutazione contingente, escludendo la pesca ricreativa, che è stata invece valutata a prezzi di mercato. La valutazione contingente è stata effettuata per un certo numero di siti analoghi in occasione del caso giudiziario sollevato dal danno provocato dalla miniera *Eagle* (Colorado). Per quanto riguarda l'inquinamento degli acquiferi, le attività di produzione interessate dal danno sono segnalate in termini generici trattandosi di usi privati non valutati. La potabilità è stata valutata al costo di surrogazione dell'acqua potabile perduta, mentre gli altri usi civili e la ricarica degli acquiferi non sono stati valutati perchè trascurabili. La valutazione delle funzioni ecologiche delle risorse idriche sotterranee è stata inclusa nei valori forniti dalla valutazione contingente.

In Tabella 8.18 sono schematizzate le funzioni segnalate nelle matrici appena riportate insieme ai metodi di valutazione ed ai valori monetari stimati.

Acque sotterranee e suolo: funzione di domanda

La stima dei danni alle acque sotterranee è stata eseguita a partire dai costi di surrogazione dell'acqua potabile. I costi da sostenere per la costruzione di un impianto di trattamento dell'acqua di superficie sono stati stimati fra i 1000 e i 3000 \$ per acro per anno. Sulla base della domanda stimata di acqua, su un orizzonte temporale di 30 anni, è stato valutato un costo complessivo fra i 3 e i 5 milioni di dollari (ad un saggio di sconto del 10%). Per valutare il danno relativo all'inquinamento del suolo da metalli pesanti, si è fatto riferimento alle variazioni dei valori immobiliari. Adottando stime riferite ad una città dell'Utah, ove si erano riscontrate delle diminuzioni dei valori dei beni immobiliari del 10-15%, è stato stimato un valore complessivo di 2 milioni di dollari.

Funzione ricreativa complessiva

Per stimare il danno alla funzione di pesca ricreativa, sono stati impiegati stime per valutazione contingente effettuate dal Servizio Foreste relativi alla pesca della trota (da 14 a 22 \$ al giorno). Sulla base delle giornate di fruizione ricreativa antecedente la contaminazione, si è stimato un danno che va da 900.000 a 1.400.000 \$.

Funzioni di non-uso complessive

Le perdite di valore passivo associate alle acque ed al suolo in seguito all'inquinamento sono state stimate con la valutazione contingente. Si è così stimata una perdita di valore passivo per ogni famiglia residente nella contea pari a 42 \$, per un totale di 360.000 \$, mentre per le famiglie residenti nel resto del Colorado la perdita media unitaria è stata stimata in 3,80 \$, per un totale di 28 milioni di dollari. Con la stessa valutazione contingente sono stati stimati alcuni mancati benefici permanenti relativi ai valori d'uso persi: ne è risultato un totale di 2.120.000 \$ per le famiglie residenti nella contea e di 132 milioni per le famiglie residenti nel resto del Colorado.

Risarcimento complessivo

La stima complessiva del risarcimento del danno richiesto dallo Stato risulta dunque superiore a 140 milioni di dollari. Le valutazioni effettuate dalla parte responsabile del danno sono risultate di gran lunga inferiori, non raggiungendo i 500.000 \$¹⁴. La differenza maggiore rispetto alla prima valutazione è imputabile all'aver ignorato molti mancati benefici transitori ed i valori passivi.

Tabella 8.15 – Matrice Suolo/Sottosuolo

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | | | |
|---|--------------|---------------|------------|------------|---------------------------|---------|-----------------------|
| | Produzione | | Domanda | | | | |
| | Industria | Servizi | Civile | | Servizi ricreativi | | Servizi paesaggistici |
| Produzione di beni | Turismo | Materie prime | Territorio | Escursioni | Altre attività ricreative | | |
| INDICATORI | | | | | | | |
| Indicatori relativi alle variazioni di copertura della superficie | √ | | | A/NR/NRP | | | |
| Valori di concentrazioni nel suolo di inquinanti | | | | | | | |
| Indicatori quantitativi | | | M/R/NRP | | | | |
| Indicatori qualitativi | | √ | | | A/R/NRP | A/R/NRP | A/R/NRP |

segue: **Tabella 8.15 – Matrice Suolo/Sottosuolo**

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | VALORI PASSIVI | | |
|---|-----------------------------|-----------|--------------------|--------------------------------|-----------------------------------|--|
| | Funzioni ecologiche | | | Riserva per generazioni future | Riserva per usi potenziali futuri | Capacità di preservare risorse genetiche |
| | Sostentamento materie prime | Salubrità | Habitat per specie | | | |
| INDICATORI | | | | | | |
| Indicatori relativi alle variazioni di copertura della superficie | | | | | | |
| Valori di concentrazioni nel suolo di inquinanti | | A/R/NRP | | | | |
| Indicatori quantitativi | | | | | | |
| Indicatori qualitativi | A/R/NRP | | A/R/NRP | A/R/NRP | A/R/NRP | A/R/NRP |

M- entità dell'effetto: Media; A- entità dell'effetto: Alta; R- funzione Reversibile; NR- funzione non Reversibile; NRP- funzione non Ripristinabile

¹⁴ I danni da contaminazione dell'acquifero, sono stati valutati sulla base dei costi relativi alla trivellatura di nuovi pozzi (205.000 \$). La contaminazione del suolo è stata stimata sulla base dei costi di copertura ed inerbimento (275.400 \$). I mancati benefici ricreativi relativi alla pesca sono stati valutati sulla base dei costi marginali di miglioramento delle riserve di pesca (7 centesimi al giorno, per totale di 4.500 \$).

Tabella 8.16 – Matrice Acque sotterranee

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | VALORI D'USO E/O PASSIVI | |
|--|-------------------------|---------------------------|---------------------|-------------------------|-------------------------------|--|
| | Produzione | | Domanda | | Funzioni Ecologiche | |
| | <i>Settore primario</i> | <i>Settore secondario</i> | Civile | | Regolazione flussi idrologici | Diluizione inquinanti, effetto tampone |
| | | | <i>Uso potabile</i> | <i>Uso non potabile</i> | | |
| INDICATORI | | | | | | |
| Indicatori relativi allo stato qualitativo delle acque | | | A/R/RP | T/R/NRP | (*) mediata | |
| Indicatori quantitativi | √ | √ | | | | |
| Parametri relativi agli usi antropici | | | A/R/RP | | | |
| Valori di concentrazione di sostanze inquinanti | | | | | | (*) mediata |

(*) da ricollegare alla valutazione dei valori di non-uso all'interno della matrice acque fluviali – valutate con il metodo della valutazione contingente.

T- entità dell'effetto: Trascurabile; A- entità dell'effetto: Alta; R- funzione Reversibile; RP- funzione Ripristinabile; NRP- funzione non Ripristinabile

Tabella 8.17 - Matrice Acque fluviali

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | | VALORI D'USO | | | | | | | | | | | |
|--|--|--------------|-----------------------|--------------------|---------------------|---------|--------------------|--------------|------------------|-----------------------|---------------------------|---------|---------|
| | | Produzione | | | | | Domanda | | | | | | |
| INDICATORI | | Pesca | Industria | | Servizi (Terziario) | | Servizi ricreativi | | | Servizi paesaggistici | | | |
| | | | Produzione di energia | Produzione di beni | Trasporto, scambi | Turismo | Balneazione | Navigabilità | Pesca ricreativa | | Altre attività ricreative | | |
| Indicatori relativi allo stato qualitativo delle acque | | | | | | | | | | | | | |
| Indicatori quantitativi | | √ | | √ | | | | | | | | | |
| Parametri relativi agli usi antropici | | | | √ | | √ | | | | M/R/NRP | A/R/NRP | A/R/NRP | M/R/NRP |

segue: Tabella 8.17 – Matrice Acque fluviali

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | | | | | VALORI PASSIVI | | | | |
|---------------------------------------|--|-----------------------------|-------------------------------|-----------|--------------------|----------------------|------------------|-------------|--|-----------------------------------|--|--------------|--------------|
| | | Funzioni ecologiche | | | | | | | Riserva per generazioni future | Riserva per usi potenziali futuri | Capacità di preservare risorse genetiche | | |
| INDICATORI | | Sostentamento materie prime | Regolazione flussi idrologici | Salubrità | Habitat per specie | Produttività trofica | Pesca ricreativa | Balneazione | | | | Navigabilità | Pescicoltura |
| | | | | | | | | | Indicatori relativi allo stato qualitativo delle acque | | A/R/NRP | | |
| Indicatori quantitativi | | | | | | | | | | | | | |
| Parametri relativi agli usi antropici | | | | | | | | | | | | | |

M- entità dell'effetto: Media; A- entità dell'effetto: Alta; R- funzione Reversibile; NRP- funzione non Ripristinabile

Tabella 8.18 - Risorse colpite, funzioni compromesse e metodi di valutazione con relativi importi (dollari)

| | Acque fluviali | Suolo | | Acque Sotterranee |
|---|---|-----------------------------------|--|--|
| | Funzioni ricreative | Funzioni ricreative ed ecologiche | Funzioni domanda | Funzioni domanda |
| Azioni Difensive | Non necessarie | Non necessarie | Non necessarie | Non necessarie |
| Azioni di Ripristino/ Surrogazione | Non attuabili | Non attuabili | Non attuabili | Costruzione e gestione impianto per la fornitura di acqua potabile: da 3.000.000 a 5.000.000 |
| Mancati Benefici Transitori | Stima delle perdite con il metodo della valutazione contingente: famiglie residenti nell'area 1.900.000; famiglie residenti in Colorado 104.000.000 | | Stima delle perdite con la perdita di valore di mercato dei beni immobiliari e trasferite per <i>benefit transfer</i> : 2.000.000 | Non stimate |
| | Stima delle perdite con stime da prezzi di mercato: da 900.000 a 1.400.000 | - | | |
| Mancati Benefici Permanenti | Stima delle perdite di valori di uso con il metodo della valutazione contingente: famiglie residenti nell'area 220.000; famiglie residenti in Colorado 13.000.000 | | | |
| | Stima delle perdite di valori passivi con il metodo della valutazione contingente: famiglie residenti nell'area: 360.000; famiglie residenti in Colorado 28.000.000 | | | |
| Risarcimento totale stimato | | | Superiore a 140.000.000 | |

8.4 Danno parzialmente surrogabile con perdite di benefici transitori e permanenti (2)

Questo esempio tratta di un ipotetico danno ambientale avvenuto nelle isole Samoa, in Oceania, e trae spunto da una valutazione economica delle loro risorse naturali (Mohd-Shahwahid e McNally, 2001). Si tratta di un contesto geografico molto differente da quello italiano, tuttavia l'esempio può risultare molto utile per inquadrare come valutare danni ambientali che colpiscono aree di grande valore dal punto di vista naturalistico ed a cui sono associabili non solo valori di uso diretto ed indiretto ma anche rilevanti valori passivi. La superficie totale delle isole è di circa 2800 kmq. Si tratta di luoghi in cui le principali attività economiche (agricoltura, pesca e turismo) sono strettamente legate alle risorse naturali per le quali può esserci una fruizione diretta e libera da parte delle famiglie.

Si ipotizzi che un evento dannoso di origine antropica colpisca le risorse presenti sulle isole e, nello specifico, le foreste di mangrovia che proteggono la linea costiera contro il rischio di erosione, un'area naturale protetta ed una riserva marina aperta al pubblico per attività ricreative. Si suppone che il danno si sia verificato nel 2001. Sulla base delle ipotesi effettuate, risultano danneggiati gli ecosistemi indicati in Tabella 8.19. Gli effetti del danno che hanno interessato il mare aperto si considerano trascurabili e quindi non verranno presi in considerazione. Gli effetti dell'evento dannoso sulle aree antropizzate sono legati soprattutto alle sue conseguenze sulle attività economico-produttive che, per la loro natura privata, non rientrano nelle stime del risarcimento.

Sulla base dell'analisi preliminare, le matrici compilate per evidenziare le funzioni principalmente compromesse si riferiscono alle risorse: acque marino-costiere (Tabella 8.20), suolo/sottosuolo (Tabella 8.21), flora (Tabella 8.22 e Tabella 8.23) e fauna (Tabella 8.24 e Tabella 8.25).

La risorsa acqua marino-costiera è un punto focale nella quantificazione del danno nella duplice veste di sostegno alla vita degli organismi acquatici e di regolazione dell'ecosistema ad essa collegato, e come elemento essenziale per funzioni ricreative. Le funzioni collegate alla funzione produttiva che rientrano nella sfera privata (pesca, fornitura di materiali da costruzione, commercio con gli acquari e turismo) sono segnalate ma non valutate. La funzione mista relativa alla domanda di pesce per autoconsumo è considerata, in questa matrice, come funzione mediata ripresa e valutata nella matrice fauna. Come si vedrà in seguito, si è ritenuto necessario valutare i servizi ricreativi con uno studio primario, applicando il metodo della valutazione contingente. Per ciò che riguarda le funzioni ecologiche svolte dalle acque marino-costiere come componente dell'ecosistema sono state individuate: i) le funzioni mediate di supporto all'esistenza degli organismi, da ricollegare alle relative funzioni ecologiche nella matrice fauna; ii) le altre funzioni ecologiche, valutate attraverso studi secondari che si rifanno ad approcci relativi alle preferenze imputate. La capacità di preservare risorse genetiche è valutata attraverso uno studio primario che utilizza il metodo della valutazione contingente. Uno dei danni più gravi è la distruzione di una foresta di mangrovie che, fra le altre funzioni, proteggeva la linea costiera da fenomeni erosivi e la cui distruzione ha reso necessaria la costruzione di un argine. Conseguentemente, la matrice suolo evidenzia significative variazioni negli indicatori che riguardano le funzioni ecologiche di preservazione dall'erosione, di subsidenza e di regolazione dei flussi idrologici. In tutti i casi si tratta di effetti reversibili e ripristinabili. Le rimanenti funzioni ecologiche, essendo reversibili ma non ripristinabili, sono state valutate grazie a degli studi secondari, fatta eccezione per la funzione 'habitat per specie', stimata ad hoc con una valutazione contingente e riferita, in particolare, ad un'area protetta. I servizi ricreativi, riportati come mediati all'interno della matrice suolo, si riferiscono alla stessa area protetta e la loro valutazione è riportata nella matrice flora. Le funzioni di produzione private compromesse sono state solo segnalate e la funzione di domanda relativa alla fornitura di materie prime è valutata all'interno della matrice flora. La funzione di produzione mista relativa al libero prelievo da parte di piccoli artigiani di legname per la costruzione di manufatti è stata valutata a prezzi di mercato. Le funzioni di domanda relative ai servizi ricreativi e paesaggistici sono state valutate sulla base di uno studio primario di valutazione contingente. Per stimare le funzioni storico-culturali, le sole non reversibili né ripristinabili, si è invece ricorso ad uno studio secondario di valutazione contingente. Le funzioni ecologiche sono tutte mediate e rimandano, come indicato in calce alla matrice, rispettivamente, alle matrici suolo e fauna.

La pesca costituisce una risorsa importante per l'economia locale e per la sussistenza di molte famiglie. Il primo punto giustifica la segnalazione della funzione all'interno delle funzioni di produzione ed il secondo è individuato e valutato, attraverso approccio delle preferenze imputate, nell'ambito delle funzioni di domanda. Le funzioni segnalate sono tutte reversibili e non ripristinabili. Le funzioni ecologiche, relative alle specie colpite dal danno, sono segnalate ma tuttavia non valutate in quanto non hanno subito effetti significativi.

In base a quanto emerso dalla compilazione delle matrici, la Tabella 8.26 schema-

tizza, per ogni funzione compromessa, il metodo utilizzato ed il valore monetario stimato.

Tabella 8.19 - Ecosistemi interessati dall'evento dannoso

| Ecosistemi | Terrestre | | Acquatico | | |
|----------------|--|---|---|---|---|
| | Antropizzato | Forestale | Mare | | |
| Habitat | (Usi privati, non si procede ad una valutazione) | Mangrovie con funzione protettiva (Da valutare per più funzioni compromesse) | Aree naturali protette (Da valutare limitatamente ad alcuni elementi e funzioni) | Mare aperto (Da non valutare in quanto trascurabili) | Marino-costiero (Da valutare per più funzioni compromesse) |

Tabella 8.20 – Matrice Acque marino-costiere

| FUNZIONI RELATIVE VALORI ASSOCIATI | | VALORI D'USO | | | | | | | | | | | |
|--|--|--------------|-----------|---------------------------|---------------------|-------------|------------------|--------------------|---------------------------|---------|---------|---------|---------|
| | | Produzione | | | | | Domanda | | | | | | |
| | | Pesca | Industria | Commercio con gli acquari | Servizi (Terziario) | Civile | Pesca ricreativa | Servizi ricreativi | Altre attività ricreative | | | | |
| INDICATORI | | | | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi allo stato qualitativo delle acque | | √ | √ | √ | √ | | | | | | | | |
| Indicatori quantitativi | | √ | √ | √ | | (*) mediata | | | | | | | |
| Parametri relativi agli usi antropici | | | | | √ | | | | | M/R/NRP | M/R/NRP | M/R/NRP | M/R/NRP |

segue: Tabella 8.20 – Matrice Acque marino-costiere

| FUNZIONI RELATIVE VALORI ASSOCIATI | | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | | | | | VALORI PASSIVI | |
|--|--|----------------------------|--|----------------------|-------------|--------------------|--|--|----------------|--|
| | | Funzioni Ecologiche | | | | | | | | |
| | | Sostentamento matene prime | Diluizione inquinanti/ effetto tampone | Produttività trofica | Depurazione | Habitat per specie | Capacità di preservare risorse genetiche | | | |
| INDICATORI | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi allo stato qualitativo delle acque | | M/R/NRP | M/R/NRP | (**) mediata | M/R/NRP | (**) mediata | | | | |
| Indicatori quantitativi | | | | | | | | | | |
| Parametri relativi agli usi antropici | | | | | | | | | | |

(*) da ricollegare alla funzione alimentare all'interno della matrice fauna – valutata con il metodo dei prezzi di mercato.

(**) da ricollegare alle funzioni ecologiche della matrice fauna relativa alle specie ittiche – considerate, in base agli indicatori rilevati, come trascurabili ai fini della valutazione del danno.

M- entità dell'effetto; Media; R- funzione Reversibile; NRP- funzione non Ripristinabile

Tabella 8.21 – Matrice Suolo/Sottosuolo

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | | | | | | |
|--|--------------------|---------------------|-------------------|---------------------|---------------|------------|---------------------------|--|-----------------------|--|
| | Produzione | | | | | Domanda | | | | |
| | Selvicoltura | Industria | | Servizi (Terziario) | | Civile | Servizi ricreativi | | Servizi paesaggistici | |
| | Produzione di beni | Attività estrattiva | Trasporto, scambi | Turismo | Materie prime | Escursioni | Altre attività ricreative | | | |
| INDICATORI Indicatori relativi alle variazioni di copertura della superficie | √ | √ | √ | √ | | | | | | |
| Valori di concentrazioni nel suolo di inquinanti | | √ | | | | | | | | |
| Indicatori quantitativi | | √ | | | | | | | | |
| Indicatori qualitativi | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi al rischio idrogeologico | | | | | | | | | | |

segue: **Tabella 8.21 – Matrice Suolo/Sottosuolo**

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | | |
|--|--------------------------|---------------------------|------------|-------------------------------|--------------------|
| | Funzioni Ecologiche | | | | |
| | Filtrazione, depurazione | Preservazione da erosione | Subsidenza | Regolazione flussi idrologici | Habitat per specie |
| INDICATORI Indicatori relativi alle variazioni di copertura della superficie | | | | | |
| Valori di concentrazioni nel suolo di inquinanti | | | | | |
| Indicatori quantitativi | | | A/R/RP | | |
| Indicatori qualitativi | | | | | A/R/NRP |
| Indicatori relativi al rischio idrogeologico | A/R/NRP | A/R/RP | | A/R/RP | |

(*) da ricollegare alla funzione di produzione all'interno della matrice flora – valutata con il metodo dei prezzi di mercato.
 (***) da ricollegare ai servizi ricreativi all'interno della matrice flora – valutati con il metodo della valutazione contingente.
 A- entità dell'effetto: Alta; R- funzione Reversibile; RP- funzione Ripristinabile; NRP- funzione non Ripristinabile

Tabella 8.22 – Indicatori dello stato di conservazione: Flora

| INDICATORI | STATO DI CONSERVAZIONE | | | | | Focalità |
|---------------------------|------------------------|-------------|---------|-------------|-------------------------|----------|
| | Legislazione | Liste Rosse | Rarietà | Sensibilità | Interesse biogeografico | |
| <i>Mangrovie</i> specie 1 | | | | | X | X |
| <i>Mangrovie</i> specie 2 | | | | | X | X |

Tabella 8.23 – Matrice Flora

| FUNZIONI RELATIVE VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | | | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | | |
|---|-------------------------------------|---------------------------|---------|-----------------------|------------------------------|--|-----------------------------------|--------------------------|--|--|----------|
| | Domanda | | | | | | Funzioni ecologiche | | | | |
| | Produzione artigianale di manufatti | Servizi ricreativi | | Servizi paesaggistici | Contributo alla biodiversità | Contributo alla funzionalità ecologica | Rifugio e nutrimento per la fauna | Valore storico-culturale | | | |
| Eco-turismo | | Altre attività ricreative | | | | | | | | | |
| <i>Mangrovie</i> specie 1 | | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | A/R/NRP | A/R/NRP | A/R/NRP | A/R/NRP | (*) mediata | (**) mediata | (***) mediata | | | | M/NR/NRP |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | | | | | | | | | | | |
| <i>Mangrovie</i> specie 2 | | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | | | | | | | | | | | |

(*) da ricollegare alla funzione ecologica relativa all'habitat per specie all'interno della matrice suolo – valutata con il metodo della valutazione contingente.

(**) da ricollegare ad alcune funzioni ecologiche all'interno della matrice suolo – valutati con il metodo dei costi di surrogazione.

(***) da ricollegare alle funzioni ecologiche della matrice fauna – considerate, in base agli indicatori rilevati, come trascurabili ai fini della valutazione del danno.

A- entità dell'effetto: Alta; T- entità del danno: Trascurabile; R- funzione Reversibile; NR- funzione non Reversibile; NRP- funzione non Ripristinabile

Tabella 8.24 – Indicatori dello stato di conservazione: Fauna

| INDICATORI | STATO DI CONSERVAZIONE | | | | |
|-----------------|-----------------------------|-------------|---------|-------------|-------------------------|
| | Legislazione internazionale | Liste Rosse | Rarietà | Sensibilità | Interesse biogeografico |
| Specie ittica 1 | | | X | | X |
| Specie ittica 2 | | | | | X |

Tabella 8.25 – Matrice Fauna

| FUNZIONI RELATIVE VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | | | |
|---|--------------|---------------------|--------------------------|------------------------------------|--------------------------|--------------------|---------------------------|------------------------------|--|----------------------|
| | Produzione | | Domanda | | Funzioni ecologiche | | | | | |
| | Pesca | Servizi (Terziario) | Commerci con gli acquari | Alimentare (pesca per autoconsumo) | Eco-turismo | Servizi ricreativi | Altre attività ricreative | Contributo alla biodiversità | Contributo alla funzionalità ecologica | Produttività trofica |
| INDICATORI | | | | | | | | | | |
| <i>Specie ittica 1</i> | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | √ | √ | √ | A/R/NRP | | | | T/R/NRP | T/R/NRP | T/R/NRP |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | √ | √ | √ | A/R/NRP | (*) mediata | (*) mediata | (*) mediata | T/R/NRP | T/R/NRP | T/R/NRP |
| <i>Specie ittica 2</i> | | | | | | | | | | |
| Indicatori relativi alla presenza della specie | | | | | | | | T/R/NRP | T/R/NRP | T/R/NRP |
| Indicatori relativi allo stato di salute della specie | | | | | (**) mediata | (**) mediata | (**) mediata | T/R/NRP | T/R/NRP | T/R/NRP |

(*) da ricollegare ai servizi ricreativi all'interno della matrice acque marino-costiere – valutate con il metodo della valutazione contingente

(**) da ricollegare ai servizi ricreativi all'interno della matrice flora – valutate con il metodo della valutazione contingente

A- entità dell'effetto: Alta; T- entità del danno: Trascurabile; R- funzione Reversibile; NRP- funzione non Ripristinabile

Tabella 8.26 - Risorse colpite, funzioni compromesse e metodi di valutazione con relativi importi* (euro)

| | Acque marino-costiere | | Suolo | Fauna | Flora | Funzioni passive |
|--|---|---|---|---|--|---|
| | Funzioni ecologiche | Funzioni ricreative | | | | |
| Azioni Difensive | Non necessarie | Non necessarie | Non necessarie | Non necessarie | Non necessarie | - |
| Azioni di Ripristino/Surrogazione | Non attuabili | Non attuabili | Costruzione argini lungo 27 km di costa: 2.023.696 | Non attuabili | Non attuabili | - |
| Mancati Benefici Transitori | Stima delle perdite basata sulla valutazione contingente: 87.323 | Stima delle perdite basata sulla valutazione contingente: 437.915 | Stima delle perdite basata sulla valutazione contingente: 101.769 | Stima del pescato (finalizzato all'autoconsumo) basata sui prezzi di mercato: 2.242 | Stima delle perdite basata sul metodo della valutazione contingente: 112.302 | - |
| | Stime basate sui metodi del costo di surrogazione prezzi di mercato e trasferite per <i>benefit transfer</i> : 20.826 | | | | | |
| Mancati Benefici Permanenti | Non presenti | Non presenti | Non presenti | Non presenti | Non presenti | Stime della funzione culturale persa basata sul metodo della valutazione contingente e trasferite per <i>benefit transfer</i> : 256.551 |
| Risarcimento totale stimato | | | | | | 1.831.012 |

* I valori monetari utilizzati per questo esempio utilizzano un tasso di cambio al 31/12/2001.

Acque marino-costiere: funzioni ecologiche e ricreative

Per valutare le funzioni ecologiche sono stati impiegati più metodi. Per stimare il valore di opzione delle funzioni ecologiche si è ricorso alla valutazione contingente. Agli intervistati, tutti abitanti del luogo, è stata chiesta la massima disponibilità a pagare annua per un fondo fiduciario volto alla conservazione, uso e gestione delle risorse naturali. Il risultato cui si è giunti è pari a 87.323 euro. Per ciò che riguarda le altre funzioni ecologiche, prendendo come riferimento uno studio primario compiuto da De Groot (1992) nelle Galapagos per i fondali corallini e la diluizione degli inquinanti sono stati adattati i valori relativi ai costi di surrogazione, e per la funzione 'habitat per specie' sono stati adattati prezzi di mercato. Il valore stimato per *benefit transfer* (20.826 euro), che si aggiunge a quello stimato direttamente per valutazione contingente, porta ad una valutazione complessiva delle funzioni ecologiche svolte dalle acque marino-costiere pari a 108.149 euro.

Per stimare le funzioni ricreative, si è ricorso al metodo della valutazione contingente. È stato approntato un questionario al fine di valutare la disponibilità a pagare, sia da parte degli abitanti del luogo sia da parte dei turisti per le funzioni ricreative di un'area marina protetta. Il valore unitario stimato (molto simile fra gli abitanti della zona ed i turisti) è pari a 1,50 euro. Tali valutazioni sono state integrate con i dati forniti dall'ufficio del turismo dell'area che indica un'affluenza di 26.323 persone nel 1999, per un tempo medio di permanenza di una settimana. In base ai dati a disposizione è stato calcolata una affluenza media di 15-20 visitatori al giorno e un valore ricreativo complessivo di 437.915 euro.

Suolo: funzioni ecologiche

Le funzioni ecologiche sono valutate con più metodologie. Innanzitutto sono considerati i costi di ripristino relativi alle azioni di ripristino e surrogazione per limitare l'erosione della costa e migliorare la protezione della linea costiera. Tra le diverse alternative di ripristino si è optato per la costruzione di un argine che si estende per 25,7 km, il cui costo è stimato in 2.023.696 euro. A questa somma vanno aggiunte le stime per i mancati benefici transitori dovuti alle funzioni ecologiche. Per quanto riguarda quelle più direttamente collegate all'ambito locale viene realizzato uno studio primario di valutazione contingente che ha portato ad una stima pari a 101.769 euro. Tale valutazione è stata integrata, per quanto riguarda funzioni di regolazione e controllo a livello ecosistemico, con studi di *benefit transfer* (stime tratte da Kumari, 1995). Aggregando costi di surrogazione e mancati benefici transitori si arriva ad una stima, per le funzioni ecologiche svolte dalla risorsa suolo, pari a 2.421.689 euro.

Fauna: funzioni di domanda di beni pubblici

Per quanto riguarda le funzioni compromesse relative alla fauna, si è valutata la funzione di domanda relativa al pescato per l'autoconsumo. Il metodo usato per stimare tale funzione è basato sul reddito ritraibile dal pescato nell'ipotesi che fosse immesso sul mercato. Tale reddito è stato stimato sulla base del prezzo di vendita del pescato e su una stima dei costi di produzione. Dovendo valutare solo la

funzione pubblica e non quella privata relativa alla pesca, si assume che la pesca di sussistenza sia quella effettuata con le imbarcazioni più piccole¹⁵, i cui volumi di pesca per il 1999 sono valutabili in 2.242 euro, relativi all'anno di fermo pesca.

Flora: funzioni di domanda ricreativa e funzioni di non-uso

Infine, la matrice flora evidenzia un rilevante numero di funzioni da valutare. Per ciò che riguarda le risorse forestali, si è ritenuto utile stimare il valore delle attività produttive dei piccoli artigiani che costruiscono manufatti in legno. Tale stima è basata su un'indagine ad hoc. Si ipotizza che, in conseguenza dell'evento dannoso, il 60% del valore complessivo attribuito alla risorsa forestale per tali usi (136.209 euro) vada persa e che sia necessario un periodo pari a 20 anni perché la risorsa ritorni alla sua *baseline*. Adottando un saggio di sconto pari al 3,5%, il valore monetario ottenuto è di 617.629 euro.

Per valutare le funzioni ricreative si è ricorso al metodo della valutazione contingente. La disponibilità a pagare media stimata da parte degli abitanti del luogo è inferiore ai 0,50 euro per visita, mentre per i turisti stranieri risulta pari a circa 1,40 euro. Sulla base dei flussi turistici alla riserva, classificati in base alla loro provenienza, si è ottenuta una stima complessiva pari a 112.302 euro.

All'interno della matrice flora è calcolata l'unica funzione non reversibile e non ripristinabile ascrivibile a questo caso. Si tratta dei valori culturali riferiti alla risorsa forestale danneggiata. La valutazione è stata effettuata trasferendo i risultati di una valutazione contingente svolta in Messico (Adger *et al.*, 1992) e finalizzata a dare un valore monetario alle funzioni culturali delle risorse forestali. Considerando che si tratta di mancati benefici permanenti, si sono attualizzati i valori annui ad un saggio di sconto digressivo marginale (vedi paragrafo 5.5.2) (Tabella 8.27). La somma dei mancati benefici permanenti ottenuti è di circa 257.000 euro.

Risarcimento complessivo

La stima del risarcimento complessivo che si ottiene aggregando i costi di surrogazione, i mancati benefici transitori ed il mancato beneficio permanente ammonta a 1.831.012 euro.

¹⁵ Secondo la classificazione presentata nello studio originario tali imbarcazioni sono le 'canoe' che vanno dai 4,5 m ai 2 m.

Tabella 8.27 – Mancati benefici permanenti stimati per le funzioni storico-culturali compromesse (euro)

| Anno | Saggio di sconto | Fattore di sconto | Benefici persi |
|------|------------------|-------------------|----------------|
| 1 | 0,035 | 0,9662 | 7.949,76 |
| 2 | 0,035 | 0,9335 | 7.680,93 |
| 3 | 0,035 | 0,9019 | 7.421,18 |
| ... | ... | ... | ... |
| 10 | 0,035 | 0,7089 | 5.832,98 |
| ... | ... | ... | ... |
| 30 | 0,035 | 0,3563 | 2.931,46 |
| 31 | 0,03 | 0,3459 | 2.846,08 |
| ... | ... | ... | ... |
| 74 | 0,03 | 0,0970 | 798,45 |
| 75 | 0,03 | 0,0942 | 775,19 |
| ... | ... | ... | ... |
| 100 | 0,025 | 0,0508 | 418,13 |
| ... | ... | ... | ... |
| 125 | 0,025 | 0,0274 | 225,54 |
| 126 | 0,02 | 0,0269 | 221,11 |
| ... | ... | ... | ... |
| 150 | 0,02 | 0,0167 | 137,47 |
| ... | ... | ... | ... |
| 200 | 0,02 | 0,0062 | 51,07 |
| 201 | 0,015 | 0,0061 | 50,32 |
| ... | ... | ... | ... |
| 297 | 0,015 | 0,0015 | 12,05 |
| 298 | 0,015 | 0,0014 | 11,87 |
| 299 | 0,015 | 0,0014 | 11,70 |
| 300 | 0,015 | 0,0014 | 11,52 |

APPENDICE 1
Le matrici

Tabella A1.2 - MATRICE ACQUA: Acque marine costiere

| FUNZIONI RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|------------------|--------------|-------|-------|-----------------------|--------------------|---------|---------------------|----------|--------------|------------------|--------------------|---------------|------------------|--------------------|---------------|---------------------------|-------------------|-----------------------|----------|--|
| | Produzione | | | | | | | Domanda | | | | | | | | | | | | | |
| | Allevamento | | Pesca | | Industria | | | Servizi (Terziario) | | Civile | | Servizi ricreativi | | | Servizi ricreativi | | | Altro... | | | |
| INDICATORI | Molluschicoltura | Acquacoltura | Pesca | Pesca | Produzione di energia | Produzione di beni | Turismo | Trasporto, scambio | Altro... | Uso potabile | Uso non potabile | Balneazione* | Navigabilità* | Pesca ricreativa | Balneazione* | Navigabilità* | Altre attività ricreative | Servizi educativi | Servizi paesaggistici | Altro... | |
| Balneazione | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Parametri di balneabilità | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure di balneazione | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Qualità | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Indice di stato trofico (TRIX) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Acque idonee alla vita dei molluschi | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Altro.... | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Legenda: grigio chiaro – risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro – risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo – doppia natura, pubblica e privata; (*) rischio di doppi conteggi.

Tabella A1.2 (segue) - MATRICE ACQUA: Acque marino costiere

| FUNZIONI RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | | | | | | VALORI PASSIVI | | | | | | |
|---------------------------------------|-----------------------------|---------------------------------------|----------------------|-----------|-------------------------------|-------------|--------------------|----------|----------------------|--------------------------------|-----------------------------------|--|--------------------------|----------------------|----------|
| | Funzioni Ecologiche | | | | | | | | Ricerca scientifica* | Riserva per generazioni future | Riserva per usi potenziali futuri | Capacità di preservare risorse genetiche | Valore storico-culturale | Ricerca scientifica* | Altro... |
| INDICATORI | Sostentamento materie prime | Diluzione inquinanti/ effetto tampone | Produttività trofica | Salubrità | Regolazione flussi idrologici | Depurazione | Habitat per specie | Altro... | Ricerca scientifica* | Riserva per generazioni future | Riserva per usi potenziali futuri | Capacità di preservare risorse genetiche | Valore storico-culturale | Ricerca scientifica* | Altro... |
| <i>Balneazione</i> | | | | | | | | | | | | | | | |
| Parametri di balneabilità | | | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure di balneazione | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Qualità</i> | | | | | | | | | | | | | | | |
| Indice di stato trofico (TRIX) | | | | | | | | | | | | | | | |
| Acque idonee alla vita dei molluschi | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Altro...</i> | | | | | | | | | | | | | | | |

Legenda: grigio chiaro – risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro – risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo – doppia natura, pubblica e privata; (*) rischio di doppi conteggi.

Tabella A1.3 - MATRICE ACQUA: Acque di transizione

| FUNZIONI RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|--------------|-------------|-----------------|--------------|-----------|-----------------------|---------------------|----------|--------------------|------------------|--------------------|------------------|--------------|---------------|--------------------|------------------|--------------|---------------|---------------------------|-------------------|-----------------------|-------|--|--|
| | Produzione | | | | | | | Domanda | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Agricoltura | Allevamento | | | Industria | | Servizi (Terziario) | Altro... | Uso potabile | Uso non potabile | Servizi ricreativi | Pescicoltura | | | Altro | | | | | | | | | |
| INDICATORI | Irrigazione | Zootecnia | Molluscicoltura | Acquacoltura | Pesca | Produzione di energia | Produzione di beni | Turismo | Trasporto, scambio | Altro... | Uso potabile | Uso non potabile | Balneazione* | Navigabilità* | Servizi ricreativi | Pesca ricreativa | Balneazione* | Navigabilità* | Altre attività ricreative | Servizi educativi | Servizi paesaggistici | Altro | | |
| Balneazione | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Parametri di balneabilità | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure di balneazione | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Qualità | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stato ambientale delle acque lagunari e degli stagni costieri | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Altro.... | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Legenda: grigio chiaro – risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro – risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo – doppia natura, pubblica e privata; (*) rischio di doppi conteggi.

Tabella A1.3 (segue) - MATRICE ACQUA: Acque di transizione

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | | | | | | VALORI PASSIVI | | | | | | | |
|---|-----------------------------|---------------------------------------|----------------------|-----------|-------------------------------|-------------|--------------------|----------|----------------------|--------------------------------|-----------------------------------|--|--------------------------|----------------------|----------|--|
| | Funzioni Ecologiche | | | | | | | | | | | | | | | |
| INDICATORI | Sostentamento materie prime | Diluzione inquinanti/ effetto tampone | Produttività trofica | Salubrità | Regolazione flussi idrologici | Depurazione | Habitat per specie | Altro... | Ricerca scientifica* | Riserva per generazioni future | Riserva per usi potenziali futuri | Capacità di preservare risorse genetiche | Valore storico-culturale | Ricerca scientifica* | Altro... | |
| <i>Balneazione</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Parametri di balneabilità | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure di balneazione | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Qualità</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stato ambientale delle acque lagunari e degli stagni costieri | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Altro</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |

Legenda: grigio chiaro – risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro – risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo – doppia natura, pubblica e privata; (*) rischio di doppi conteggi.

Tabella A.1.4 - MATRICE ACQUA: Acque lacustri

| FUNZIONI RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|--------------|-------------|--------------|-------|-----------------------|--------------------|---------------------|--------------------|----------|--------------|------------------|--------------------|---------------|--------------------|--------------|---------------|---------------------------|-----------------------|-----------------------|----------|--|
| | Produzione | | | | | | | Domanda | | | | | | | | | | | | | |
| | Agricoltura | Allevamento | | Pesca | Industria | | Servizi (Terziario) | | Altro... | Uso potabile | Uso non potabile | Servizi ricreativi | | Servizi ricreativi | | | Servizi educativi | Servizi paesaggistici | Altro... | | |
| INDICATORI | Irrigazione | Zootecnia | Acquacoltura | Pesca | Produzione di energia | Produzione di beni | Turismo | Trasporto, scambio | Altro... | Uso potabile | Uso non potabile | Balneazione* | Navigabilità* | Pesca ricreativa | Balneazione* | Navigabilità* | Altre attività ricreative | Servizi educativi | Servizi paesaggistici | Altro... | |
| Potabilità | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Caratteristiche di qualità per acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure corpi idrici ad uso potabile | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Balneazione | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Parametri di balneabilità | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure di balneazione | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Qualità | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stato Ambientale dei Laghi (SAL) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stato ecologico dei Laghi (SEL) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Acque dolci idonee alla vita dei pesci | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Altro..... | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Legenda: grigio chiaro – risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro – risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo – doppia natura, pubblica e privata; (*) rischio di doppi conteggi.

Tabella A1.4 (segue) - MATRICE ACQUA: Acque lacustri

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | | | | | | VALORI PASSIVI | | | | | | | |
|---|-----------------------------|---------------------------------------|----------------------|-----------|-------------------------------|-------------|--------------------|----------|----------------------|--------------------------------|-----------------------------------|--|--------------------------|----------------------|----------|--|
| | Funzioni ecologiche | | | | | | | | | | | | | | | |
| INDICATORI | Sostentamento materie prime | Diluzione inquinanti/ effetto lampone | Produttività trofica | Salubrità | Regolazione flussi idrologici | Depurazione | Habitat per specie | Altro... | Ricerca scientifica* | Riserva per generazioni future | Riserva per usi potenziali futuri | Capacità di preservare risorse genetiche | Valore storico-culturale | Ricerca scientifica* | Altro... | |
| <i>Potabilità</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Caratteristiche di qualità per acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure corpi idrici ad uso potabile | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Balneazione</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Parametri di balneabilità | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure di balneazione | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Qualità</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stato Ambientale dei Laghi (SAL) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stato ecologico dei Laghi (SEL) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Acque dolci idonee alla vita dei pesci | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Altro.....</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |

Legenda: grigio chiaro – risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro – risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo – doppia natura, pubblica e privata; (*) rischio di doppi conteggi.

Tabella A1.5 - MATRICE ACQUA: Acque fluviali

| FUNZIONI RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|--------------|-------------|-------|-----------|-----------------------|--------------------|---------|---------------------|----------|--------------|------------------|--------------------|---------------|------------------|--------------|---------------|---------------------------|-------------------|-----------------------|----------|--|
| | Produzione | | | | | | | Domanda | | | | | | | | | | | | | |
| | Agricoltura | Allevamento | Pesca | Industria | Produzione di energia | Produzione di beni | Turismo | Servizi (Terziario) | Altro... | Uso potabile | Uso non potabile | Servizi ricreativi | Navigabilità* | Pesca ricreativa | Balneazione* | Navigabilità* | Altre attività ricreative | Servizi educativi | Servizi paesaggistici | Altro... | |
| INDICATORI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Potabilità | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Caratteristiche di qualità per acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure corpi idrici ad uso potabile | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Balneazione | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Parametri di balneabilità | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure di balneazione | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Qualità | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Acque idonee alla vita dei pesci | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Livello inquinamento da macrodesertori (LIM) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Indice biotico esteso (IBE) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stato ambientale dei corsi d'acqua (SACA) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stato ecologico dei corsi d'acqua (SECA) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Quantità | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Portata | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Deflusso minimo vitale | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Altro..... | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Legenda: grigio chiaro – risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro – risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo – doppia natura, pubblica e privata; (*) rischio di doppi conteggi.

Tabella A1.5 (segue) - MATRICE ACQUA: Acque fluviali

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | | | | | | VALORI PASSIVI | | | | | | | |
|---|-----------------------------|---------------------------------------|----------------------|-----------|-------------------------------|-------------|--------------------|----------|----------------------|--------------------------------|-----------------------------------|--|--------------------------|----------------------|----------|--|
| | Funzioni ecologiche | | | | | | | | | | | | | | | |
| INDICATORI | Sostentamento materie prime | Diluzione inquinanti/ effetto tampone | Produttività trofica | Salubrità | Regolazione flussi idrologici | Depurazione | Habitat per specie | Altro... | Ricerca scientifica* | Riserva per generazioni future | Riserva per usi potenziali futuri | Capacità di preservare risorse genetiche | Valore storico-culturale | Ricerca scientifica* | Altro... | |
| <i>Potabilità</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Caratteristiche di qualità per acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure corpi idrici ad uso potabile | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Balneazione</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Parametri di balneabilità | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Programmi misure di balneazione | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Qualità</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Acque idonee alla vita dei pesci | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Livello inquinamento da macrodesertori (LIM) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Indice biotico esteso (IBE) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stato ambientale dei corsi d'acqua (SACA) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stato ecologico dei corsi d'acqua (SECA) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Quantità</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Portata | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Deflusso minimo vitale | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Altro.....</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |

Legenda: grigio chiaro – risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro – risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo – doppia natura, pubblica e privata; (*) rischio di doppi conteggi.

Tabella A1.6 - MATRICE SUOLO/SOTTOSUOLO

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|--------------|-------------|--------------|--------|---------|--------------------|---------------------|-----------|-----------|--------------------|----------|----------------------------|-------------------|------------|----------------------------|---------------------|-------------------|-----------------------|-------|--|
| | Produzione | | | | | | | Domanda | | | | | | | | | | | | |
| | Agricoltura | Allevamento | Selvicoltura | Caccia | Falizia | Produzione di beni | Attività estrattive | Industria | Trasporto | Trasporto, scambio | Altro... | Altre attività ricreative* | Caccia ricreativa | Escursioni | Altre attività ricreative* | Servizi ricreativi* | Servizi educativi | Servizi paesaggistici | Altro | |
| INDICATORI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Estensione delle aree soggette a rischio idrogeologico | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Distribuzione dei fenomeni franosi | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Presenza e stato di geotopi | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Presenza di cave | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Valori limite di concentrazione nel suolo e nel sottosuolo | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Contenuto di metalli pesanti totali nei suoli agrari | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bilancio di nutrienti nel suolo | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Altro.... | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Legenda: grigio chiaro – risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro – risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo – doppia natura, pubblica e privata; (*) rischio di doppi conteggi.

Tabella A1.6 (segue) - MATRICE SUOLO/SOTTOSUOLO

| FUNZIONI E RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | VALORI PASSIVI | | | | | | | | | | | | |
|--|-----------------------------|--|--------------------------|-----------------------------|-----------|-------------------------------|--------------------|----------|----------------------|--------------------------------|-----------------------------------|--|--------------------------|----------------------|----------|
| | Funzioni ecologiche | | Filtrazione, depurazione | Sostentamento materie prime | Salubrità | Regolazione flussi idrologici | Habitat per specie | Altro... | Ricerca scientifica* | Riserva per generazioni future | Riserva per usi potenziali futuri | Capacità di preservare risorse genetiche | Valore storico-culturale | Ricerca scientifica* | Altro... |
| | | | | | | | | | | | | | | | |
| INDICATORI | | | | | | | | | | | | | | | |
| Estensione delle aree soggette a rischio idrogeologico | | | | | | | | | | | | | | | |
| Distribuzione dei fenomeni franosi | | | | | | | | | | | | | | | |
| Presenza e stato di geotopi | | | | | | | | | | | | | | | |
| Presenza di cave | | | | | | | | | | | | | | | |
| Valori limite di concentrazione nel suolo e nel sottosuolo | | | | | | | | | | | | | | | |
| Contenuto di metalli pesanti totali nei suoli agrari | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bilancio di nutrienti nel suolo | | | | | | | | | | | | | | | |
| Altro..... | | | | | | | | | | | | | | | |

Legenda: grigio chiaro – risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro – risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo – doppia natura, pubblica e privata; (*) rischio di doppi conteggi.

Tabella A1.7 - MATRICE ARIA

| FUNZIONI RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO | | | | | | | | | | | | | |
|---|--------------|-------------|--------|-------|-----------|---------------------|----------|---------------|----------------|---------------------|-------------------|---------------------|-----------------------|----------|
| | Produzione | | | | | | | Domanda | | | | | | |
| | Agricoltura | Allevamento | Caccia | Pesca | Industria | Servizi (Terziario) | Altro... | Respirabilità | Evitare tumori | Servizi ricreativi* | Servizi educativi | Servizi ricreativi* | Servizi paesaggistici | Altro... |
| INDICATORI | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Qualità</i> | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazione in aria di PM10 | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria al livello del suolo di ozono (O3) | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria di ossidi di azoto (NO2, NOx) | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria di biossidi di zolfo (SO2) | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria di benzene (C6H6) | | | | | | | | | | | | | | |
| Indicatori specifici | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria di gas tossici | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria di metalli pesanti | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria di composti organoalogenati | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Altro....</i> | | | | | | | | | | | | | | |

Legenda: grigio chiaro – risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro – risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo – doppia natura, pubblica e privata; (*) rischio di doppi conteggi.

Tabella A1.7 (segue) - MATRICE ARIA

| FUNZIONE RELATIVI VALORI ASSOCIATI | VALORI D'USO E/O PASSIVI | | | | | | | | | | VALORI PASSIVI | | | | |
|---|--------------------------|-----------------------------|---------------------------------------|-------------------------------|-----------------|-------------|--------------------|------------------------|----------|----------------------|-----------------------------------|--|--|----------------------|----------|
| | Funzioni ecologiche | | | | | | | | | | Ricerca scientifica* | Riserva per usi potenziali futuri | Capacità di preservare risorse genetiche | Ricerca scientifica* | Altro... |
| INDICATORI | Ossigenazione | Sostentamento materie prime | Diluzione inquinanti, effetto tampone | Regolazione flussi idrologici | Regolazione gas | Depurazione | Habitat per specie | Regolazioni climatiche | Altro... | Ricerca scientifica* | Riserva per usi potenziali futuri | Capacità di preservare risorse genetiche | Ricerca scientifica* | Altro... | |
| <i>Qualità</i> | | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazione in aria di PM10 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria al livello del suolo di ozono (O3) | | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria di ossidi di azoto (NO2, NOx) | | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria di biossidi di zolfo (SO2) | | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria di benzene (C6H6) | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Indicatori specifici</i> | | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria di gas tossici | | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria di metalli pesanti | | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentrazioni in aria di composti organoalogenati | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Altro....</i> | | | | | | | | | | | | | | | |

Legenda: grigio chiaro – risorsa intesa in quanto tale; grigio scuro – risorsa intesa come componente dell'ecosistema; corsivo – doppia natura, pubblica e privata; (*) rischio di doppi conteggi.

APPENDICE 2

Descrizione degli indicatori delle componenti ambientali¹

¹ Per informazioni dettagliate in merito agli indicatori derivanti da normativa si rimanda anche ad una lettura dei riferimenti.

PREMESSA

Le definizioni del termine indicatore sono molteplici. In letteratura, quelle più ricorrenti ed accreditate, gli attribuiscono i seguenti significati:

- 1) entità semplice o complessa che viene utilizzata e misurata al posto di un'altra entità per operazioni mentali e pratiche (Malcevski, 1987);
- 2) rappresentazione sintetica di una realtà complessa, cioè caratteristica o insieme di caratteristiche che permettono di cogliere un determinato fenomeno (Schmidt Di Friedberg, 1987);
- 3) parametro o valore derivato da parametri che fornisce informazioni su un fenomeno e il cui significato va al di là delle proprietà direttamente associate al valore del parametro (OCSE, 1994);
- 4) modello che permette di monitorare e comunicare informazioni (Alberti, Bettini, 1996).

Ciascuna delle definizioni sopra riportate chiarisce immediatamente una serie di aspetti importanti e non trascurabili. La funzione intrinseca degli indicatori è quella di indicare lo stato o la variazione di stato di un fenomeno che non sia di per sé assoggettabile a misurazione diretta. I dati, anche se opportunamente organizzati, infatti non costituiscono di per sé degli indicatori. Lo diventano solamente qualora correlati con un fenomeno che non sia quello da essi direttamente e pienamente misurato.

Ogni indicatore ha un carattere specifico e spesso riduttivo rispetto alla globalità del fenomeno che intende rappresentare. Per descrivere nel modo più attendibile quest'ultimo è quindi necessario selezionare una pluralità di indicatori i quali, spesso possono essere accorpati in indici, al fine di sintetizzare l'informazione desumibile dal singolo indicatore. Un indice è perciò inteso come un set di parametri o indicatori aggregati o pesati che rappresenta pertanto un valore sintetico.

Gli indicatori formulati nell'ambito delle scienze naturali ed ingegneristiche, sono stati generalmente utilizzati per esprimere le condizioni chimico - fisiche delle componenti ambientali (aria, acqua, suolo) confrontate rispetto a standard variabili nel tempo e nello spazio, in funzione delle esigenze conoscitive che hanno determinato la loro formulazione.

Nel seguito si riportano le principali caratteristiche degli indicatori individuati in relazione alle diverse risorse ambientali.

Acqua

Caratteristiche di qualità per acque destinate alla balneazione

Le acque destinate alla balneazione sono normate dal D.P.R. 470/82 e successive modifiche (Legge 29/12/2000, n. 422, Legge 30 maggio 2003 n. 121) in attuazione della direttiva 76/160/CEE, e dal D.Lgs. 152/99 e più precisamente all'art. 6 e 9 del capo II relativo alle acque a specifica destinazione.

Il decreto 470/82 definisce le acque di balneazione come *'le acque dolci, correnti o di lago e le acque marine in cui la balneazione è espressamente autorizzata ovvero non vietata, e (all'allegato 1) vengono definiti i requisiti di qualità chimici, fisici e microbiologici delle acque medesime'*. Tale norma definisce i parametri da analizzare, i limiti da rispettare per la conformità e i criteri per determinare l'idoneità alla balneazione.

Secondo il D.P.R. 470/82, le acque si considerano idonee alla balneazione quando le analisi dei campioni, per il periodo di campionamento relativo all'anno precedente e prelevati almeno con la frequenza stabilita dal D.P.R. stesso, indicano che i parametri delle acque in questione sono conformi a quelli previsti, almeno nel 90% dei casi. Nei casi di non conformità, per i parametri chimico-fisici, i valori numerici non devono superare il 50% dei limiti previsti. Nel caso dei parametri microbiologici è sufficiente una percentuale di conformità pari all'80%, tale limite minimo è però incrementato al 95% nel caso in cui le concentrazioni di Coliformi fecali e Streptococchi fecali dovessero superare i limiti imperativi e, contemporaneamente, i casi di non conformità dovuti ai parametri chimico-fisici (colorazione, pH, temperatura, fenoli, oli minerali e sostanze tensioattive) non abbiano raggiunto valori superiori del 50% rispetto ai limiti definiti.

Nel caso di una contaminazione ambientale un'alterazione peggiorativa di tale indicatore causa una diretta perdita di utilità antropiche. Se, infatti, non sono rispettate le prescrizioni sopra riportate, l'ambiente in questione viene dichiarato non balneabile.

Programmi misure balneazione

Le Regioni, in base alle attività di monitoraggio da effettuare durante la stagione balneare (da aprile a settembre), verificano la conformità delle acque a quanto prescritto dal D.P.R. 470/82.

Per le zone non idonee alla balneazione in modo temporaneo le Regioni devono presentare programmi di miglioramento atti al recupero.

L'indicatore prevede l'elenco numerico a livello regionale del numero complessivo dei siti monitorati, il numero suddiviso per tipologia di corpi idrici, il valore complessivo di quelli non idonei alla balneazione e i relativi piani di miglioramento.

Caratteristiche di qualità per acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile

Le acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile, precedentemente normate dal D.P.R. 3 luglio 1982 n. 515, sono attualmente disciplinate dal D.Lgs. 11 maggio 1999 n. 152, e più precisamente all'art. 6, 7 e 8 del capo II relativo alle 'acque a specifica destinazione' e all'allegato 2 sezione A, che recepisce la direttiva 75/440/CEE.

Il D.Lgs. 152/99 individua i criteri che si applicano alle acque dolci superficiali utilizzate o destinate ad essere utilizzate per la produzione di acqua potabile. Sono individuate 3 categorie A1, A2, A3 di acque e forniti i valori dei parametri chimico-fisici che caratterizzano ogni categoria (temperatura, conduttività, nitrati ecc) (tabella 1/A dell'allegato 2 del D.Lgs. 152/99). Se un corpo idrico si trova, secondo i parametri, in categoria A1 perché l'acqua possa essere utilizzata deve subire un trattamento fisico semplice e una disinfezione, se è in A2 un trattamento fisico e chimico normale e disinfezione, se in A3 un trattamento fisico e chimico spinto, affinazione e disinfezione. Tale classificazione è utile ai fini della valutazione del danno ambientale, infatti uno scadimento di categoria (es passaggio da A1 ad A3), provocato da una contaminazione, incide sui costi di trattamento.

Programmi misure corpi idrici ad uso potabile

Come detto in precedenza le acque superficiali per essere utilizzate o destinate alla produzione di acqua potabile sono classificate dalle Regioni in A1, A2, A3 a se-

conda delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche di cui alla tabella 1/A dell'allegato 2 del citato decreto legislativo 152/99. Come nel caso della balneazione, sono previsti dei piani di miglioramento, cioè degli investimenti economici per recuperare le acque che non si trovano in categoria A1.

L'indicatore prevede l'elenco numerico a livello regionale del numero complessivo di corpi idrici utilizzati a fini potabili, con la classificazione in categorie A1, A2, A3 e i relativi piani di miglioramento.

Stato Chimico delle Acque Sotterranee (SCAS)

L'indicatore SCAS (presente nel D.Lgs. 152/99) segnala le acque sotterranee sulle quali insiste una maggiore criticità ambientale dal punto di vista qualitativo. Tale fine può essere raggiunto sia analizzando singolarmente la distribuzione sul territorio degli inquinanti che derivano dalle attività antropiche che affiancando a questi, la distribuzione di parametri chimici che, anche se di origine naturale, possono, per le elevate concentrazioni dovute principalmente alle caratteristiche intrinseche dell'acquifero (idrogeologiche ed idrodinamiche), compromettere l'utilizzo delle acque stesse.

L'indicatore SCAS si basa sulle concentrazioni medie di alcuni parametri di base (Conducibilità elettrica, Cloruri, Manganese, Ferro, Nitrati, Solfati, Ione ammonio) e traduce questi valori nelle classi di qualità sotto riportate.

Tabella A2.1 – Classi e giudizio di qualità indicatore SCAS

| CLASSI DI QUALITÀ | GIUDIZIO DI QUALITÀ |
|-------------------|---|
| Classe 1 | Impatto antropico nullo o trascurabile con pregiate caratteristiche idrochimiche |
| Classe 2 | Impatto antropico ridotto e sostenibile sul lungo periodo e con buone caratteristiche idrochimiche |
| Classe 3 | Impatto antropico significativo e con caratteristiche idrochimiche generalmente buone, ma con alcuni segnali di compromissione |
| Classe 4 | Impatto antropico rilevante con caratteristiche idrochimiche scadenti |
| Classe 0 | Impatto antropico nullo o trascurabile ma con particolari <i>facies</i> idrochimiche naturali in concentrazioni al di sopra del valore della classe 3 |

Fonte: Allegato 1 D.Lgs. 152/99.

Si tratta dunque di un indicatore di stato, individua cioè la situazione in cui si trova l'acquifero al momento del monitoraggio. Ovviamente nell'ipotesi di un danno ambientale tale indicatore può essere preso come *baseline*, permettendo così la quantificazione della differenza tra la situazione 'senza' danno e 'con' danno.

Stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei

Un corpo idrico sotterraneo è in condizioni di equilibrio quando le estrazioni o le alterazioni della velocità naturale di ravvenamento sono sostenibili per lungo periodo (almeno 10 anni): sulla base delle alterazioni misurate o previste di tale equilibrio viene definito lo stato quantitativo.

Lo stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei è definito da quattro classi così caratterizzate:

Tabella A2.2 – Classi indicatore Stato qualitativo dei corpi idrici sotterranei

| | |
|----------|--|
| Classe A | L'impatto antropico è nullo o trascurabile con condizioni di equilibrio idrogeologico. Le estrazioni di acqua o alterazioni della velocità naturale di ravvenamento sono sostenibili sul lungo periodo. |
| Classe B | L'impatto antropico è ridotto, vi sono a moderate condizioni di disequilibrio del bilancio idrico, senza che tuttavia ciò produca una condizione di sovrasfruttamento, consentendo un uso della risorsa sostenibile sul lungo periodo. |
| Classe C | Impatto antropico significativo con notevole incidenza dell'uso sulla disponibilità della risorsa evidenziato da rilevanti modificazioni agli indicatori generali sopraesposti [1]. |
| Classe D | Impatto antropico nullo o trascurabile ma con presenza di complessi idrogeologici con intrinseche caratteristiche di scarsa potenzialità idrica. |

Note: [1] Nella valutazione quantitativa bisogna tener conto anche degli eventuali surplus incompatibili con la presenza di importanti strutture sotterranee preesistenti.

Fonte: Allegato 1 D.Lgs. 152/99.

Per attribuire le classi devono essere presi in considerazione parametri di tipo quantitativo (tendenza piezometrica, quantità utilizzate ecc) secondo metodologie specifiche. Anche in questo caso essendoci una suddivisione in classi è possibile risalire ad una situazione pregressa sulla quale poter valutare l'entità del danno.

Stato ambientale (quali-quantitativo) dei corpi idrici sotterranei

La sovrapposizione delle classi chimiche (classi 1, 2, 3, 4, 0; indicatore SCAS) e quantitative (classi A, B, C, D; indicatore stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei) definisce lo stato ambientale del corpo idrico sotterraneo così come indicato nella tabella di seguito riportata e permette di classificare i corpi idrici sotterranei (D.Lgs. 152/99).

Tabella A2.3 – Classificazione dello stato ambientale dei corpi idrici sotterranei

| Stato elevato | Stato buono | Stato sufficiente | Stato scadente | Stato particolare |
|---------------|-------------|-------------------|----------------|-------------------|
| 1 - A | 1 - B | 3 - A | 1 - C | 0 - A |
| | 2 - A | 3 - B | 2 - C | 0 - B |
| | 2 - B | | 3 - C | 0 - C |
| | | | 4 - C | 0 - D |
| | | | 4 - A | 1 - D |
| | | | 4 - B | 2 - D |
| | | | | 3 - D |
| | | | | 4 - D |

Fonte: Allegato 1 D.Lgs. 152/99

Tale indicatore è un accorpamento dei due precedenti ed esprime un giudizio di

sintesi sulla qualità del corpo idrico sotterraneo, segnalando, in caso di variazione, lo scostamento da uno stato precedente la contaminazione.

Valori limite di concentrazione nelle acque sotterranee

I valori di concentrazione limite accettabili nelle acque sotterranee rappresentano le concentrazioni di inquinanti in falda oltre le quali il sito è considerato inquinato e deve essere soggetto a bonifica. Tali valori di concentrazione rappresentano a tutti gli effetti, dei valori soglia. Sono espressi in concentrazione (μ/l) e contenuti nell'Allegato I del D.M. 471/99. I parametri considerati sono numerosi e danno un chiaro quadro della situazione di compromissione delle acque sotterranee analizzate.

Portate

La misura di portata dei corsi d'acqua viene eseguita dagli ex Uffici periferici del Servizio Idrografico e Mareografico Nazionale, ora transitati nelle strutture regionali, secondo standards e procedure pubblicate dal SIMN nel quaderno 'Norme tecniche per la raccolta e l'elaborazione dei dati idrometeorologici – parte II', conformi alle norme del WMO. Molti danni ambientali consistono in diminuzioni di portate dei corpi idrici a causa di captazioni, modificazioni degli alvei ecc. Tale indicatore quantitativo trova un legame piuttosto stretto con la perdita d'uso della risorsa, anche se ovviamente deve essere valutato caso per caso.

Deflusso minimo vitale (DMV)

Il concetto di DMV è stato introdotto per la prima volta nella legislazione italiana con la legge 183/1989 'Norme per il riassetto organizzativo e funzionale della difesa del suolo' che recita all'articolo 3 come le attività di pianificazione, di programmazione e di attuazione devono riguardare anche: *'i) la razionale utilizzazione delle risorse idriche superficiali e profonde, con una efficiente rete idraulica, irrigua ed idrica, garantendo, comunque, che l'insieme delle derivazioni non pregiudichi il minimo deflusso costante vitale negli alvei sottesi nonché la pulizia delle acque'*.

Il DMV viene attualmente inteso come portata in grado di consentire non solo la vita biologica dei corsi d'acqua, ma anche la pluralità degli habitat e la funzione a lungo termine degli interi sistemi fluviali.

Gli elementi che devono essere tenuti in considerazione per una corretta definizione del DMV dovrebbero essere:

- Mantenimento delle biocenosi tipiche locali
- Qualità delle acque
- Dinamiche morfologiche
- Aspetto paesaggistico

Un danno ambientale che priva l'ecosistema del DMV crea ovviamente una compromissione di tutti gli elementi sopra riportati, con una notevole perdita dal punto di vista economico.

Indice di stato trofico (TRIX)

L'indice trofico TRIX, attualmente è l'unico indice individuato dal D.Lgs. 152/99 per lo stato di qualità delle acque marino costiere.

L'indice considera le principali componenti degli ecosistemi marini che caratterizzano la produzione primaria: nutrienti e biomassa fitoplanctonica. Riassume in

un valore numerico una combinazione di 4 variabili (Ossigeno disciolto, Clorofilla 'a', Fosforo totale e Azoto inorganico disciolto) che definiscono, in una scala di valori da 1 a 10, le condizioni di trofia ed il livello di produttività delle aree costiere, secondo una opportuna equazione.

Trattasi di indicatore di stato, molto conosciuto ed applicato con una buona disponibilità di dati nel nostro paese. Rappresenta una buona base per quantificare l'inquinamento delle zone costiere.

Livello Inquinamento da Macrodescriptors (LIM)

Il LIM è un indice sintetico di inquinamento introdotto dal D.Lgs. 152/99. È rappresentabile in cinque livelli (dall'1 = ottimo al 5 = pessimo).

Il livello di inquinamento da macrodescriptors (LIM) è un valore numerico derivato dalla somma dei valori corrispondenti al 75° percentile dei parametri indicati alla tabella 7 del D.Lgs. 152/99. Il 75° percentile viene calcolato sulla base dei risultati delle analisi dei campionamenti effettuati nel corso di un anno.

Il calcolo è stato eseguito seguendo quanto indicato nell'allegato 1 del D.Lgs. 152/99, vale a dire utilizzando sette parametri secondo un calcolo di attribuzione approvato dal CTN_AIM e con la frequenza minima di nove mesi di campionamento.

I cinque livelli di qualità identificano lo stato del corso d'acqua permettendo di rilevare eventuali alterazioni dalla situazione normale.

Indice Biotico Esteso (IBE)

L'IBE è un indice che rileva lo stato di qualità di un determinato tratto di corso d'acqua, integrando nel tempo gli effetti di differenti cause di alterazioni fisiche, chimiche, biologiche. Pertanto è un indice dotato di buona capacità di sintesi. Esso si basa sull'analisi della struttura delle comunità di macroinvertebrati bentonici che vivono almeno una parte del loro ciclo biologico in acqua a contatto con i substrati di un corso d'acqua. La presenza di *taxa* più esigenti, in termini di qualità, e la ricchezza totale in *taxa* della comunità, definiscono il valore di indice che è espresso per convenzione con un numero intero entro una scala discreta, riassumendo un giudizio di qualità basato sulla modificazione qualitativa della comunità campionata.

Nella tabella successiva sono rappresentate le classi di qualità dell'IBE.

Tabella A2.4 – Classi, valori e giudizio di qualità indicatore IBE

| CLASSI DI QUALITÀ | VALORE DI IBE | GIUDIZIO DI QUALITÀ |
|-------------------|---------------|--|
| Classe 1 | 10-11-12 | Ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile |
| Classe 2 | 8-9 | Ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione |
| Classe 3 | 6-7 | Ambiente molto inquinato o comunque alterato |
| Classe 4 | 4-5 | Ambiente molto inquinato o comunque molto alterato |
| Classe 5 | 0-1-2-3 | Ambiente fortemente inquinato e fortemente alterato |

Fonte: Allegato 1 D.Lgs. 152/99.

L'IBE è il primo ed unico indice inserito nel D.Lgs. 152/99 che considera le comunità biotiche, per questo riveste un ruolo fondamentale. Quasi sempre un danno ambientale coinvolge comunità animali e vegetali e la misura di questo indice può quantificare l'entità della compromissione. Essendo di facile applicazione, è disponibile in Italia una buona banca dati.

Stato Ecologico dei Corsi d'Acqua (SECA)

Il SECA è un indice sintetico introdotto dal D.Lgs. 152/99 e successive modifiche, che definisce lo stato ecologico dei corpi idrici superficiali come espressione della complessità degli ecosistemi acquatici e della natura chimica e fisica delle acque, considerando prioritario lo stato degli elementi biotici dell'ecosistema. Tale indice è costruito integrando i dati ottenuti dalle analisi chimico-fisiche e microbiologiche (LIM) con i risultati dell'applicazione dell'Indice Biotico Esteso (IBE). Viene ottenuto combinando, secondo un procedimento definito nell'allegato 1 del D.Lgs. 152/99, i valori dei due indici citati e considerando il risultato peggiore tra i due. Si pone l'attenzione sul fatto che, come già ricordato parlando degli indicatori LIM e IBE, lo stato chimico e lo stato biologico, da soli, non sono sufficienti per dare un giudizio di qualità corretto, ma occorre analizzarli entrambi.

I dati vengono incrociati secondo la sottostante tabella e si attribuisce all'indice SECA le classi di qualità 1, 2, 3, 4 e 5.

Tabella A2.5 – Classi di qualità indicatore SCAS

| | Classe 1 | Classe 2 | Classe 3 | Classe 4 | Classe 5 |
|------|-----------|-----------|-------------|----------|----------|
| IBE | ≥10 | 9-8 | 7-6 | 5-4 | 3-2-1 |
| LIM | 480 – 560 | 240 – 475 | 120 – 235 | 60 – 115 | < 60 |
| SECA | | Buono | Sufficiente | Scarso | Pessimo |

Fonte: Allegato 1 D.Lgs. 152/99.

Con questi livelli di riferimento è possibile calcolare un eventuale perdita di qualità subita dal corpo idrico a causa di un danno ambientale.

Stato ambientale delle acque lagunari e degli stagni costieri:

Per la classificazione delle acque lagunari e gli stagni costieri si valuta il numero di giorni di anossia/anno misurata nelle acque di fondo che interessano oltre il 30% della superficie del corpo idrico secondo lo schema riportato in tabella. L'esito positivo dei saggi biologici sui sedimenti o l'indicazione di un incremento statisticamente significativo delle concentrazioni di inquinanti nei sedimenti, o dell'accumulo negli organismi, pregiudica l'attribuzione dello stato sufficiente. In tal caso il corpo idrico in questione va classificato nello stato scadente.

Tabella A2.6 – Stato ambientale delle acque lagunari e degli stagni costieri

| | Stato | | |
|--|-------|-------------|----------|
| | BUONO | SUFFICIENTE | SCADENTE |
| Numero giorni di anossia/anno che coinvolgono oltre il 30% della superficie del corpo idrico | ≤ 1 | ≤ 10 | > 10 |

Fonte: Allegato 1 D.Lgs. 152/99.

Pur considerando un unico parametro l'indicatore identifica tre stati, permettendo una caratterizzazione anche degli ambienti salmastri che vengono generalmente trascurati nei monitoraggi su ampia scala.

Stato ecologico dei Laghi (SEL)

La definizione dello stato di qualità dei laghi si basa sulle analisi effettuate semestralmente sulla matrice acquosa. Il SEL è un indice sintetico introdotto dal D.Lgs.152/99, che definisce la qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi lacustri. Il SEL, valutato utilizzando i quattro parametri macrodescrittori indicati nella tabella sottostante secondo un procedimento definito nell'Allegato 1 del citato decreto e s.m.i., permette una prima classificazione dello stato ecologico dei laghi.

Per ogni singolo parametro lo stato ecologico di un lago può appartenere a 5 diverse classi; viene attribuita la classe che emerge dal risultato peggiore tra i quattro parametri indicati.

Tabella A2.7 – Classi e parametri indicatore SEL

| Parametro | Classe 1 | Classe 2 | Classe 3 | Classe 4 | Classe 5 |
|--|----------|----------|----------|----------|----------|
| Trasparenza (m) (valore minimo annuo) | > 5 | ≤ 5 | ≤ 2 | ≤ 1,5 | ≤ 1 |
| Ossigeno ipolimnico (% di saturazione) (valore minimo misurato nel periodo di massima stratificazione) | > 80% | ≤ 80% | ≤ 60% | ≤ 40% | ≤ 20% |
| Clorofilla 'a' (µg/l) (valore massimo annuo) | < 3 | ≤ 6 | ≤ 10 | ≤ 25 | > 25 |
| Fosforo totale (P µ/l) (valore massimo annuo) | < 10 | ≤ 25 | ≤ 50 | ≤ 100 | > 100 |

Fonte: Allegato 1 D.Lgs. 152/99.

Come molti degli indicatori fin qui considerati il SEL definisce classi di qualità che costituiscono una indispensabile *baseline* nella valutazione del danno ambientale, pur non collegandosi strettamente alle funzioni che la risorsa svolge.

Acque dolci idonee alla vita dei pesci

Le Regioni designano i tratti di corsi d'acqua e le aree lacustri ritenute idonee alla vita dei pesci, salmonidi e ciprinidi. L'indicatore individua i tratti e le aree designate che, in un periodo di dodici mesi e sulla base di una frequenza minima di campionamento, risultano conformi ai limiti imperativi fissati per un gruppo selezionato di parametri chimici e fisici definiti dalla normativa (tabella 1/B , allegato 2 del D.Lgs. 152/99).

I parametri da determinare obbligatoriamente per la stima della conformità, sono: pH, BOD₅, ammoniaca indissociata, ammoniaca totale, nitriti, cloro residuo totale, zinco totale, rame disciolto, temperatura, ossigeno disciolto, materie in sospensione.

Possono essere esentate dal campionamento periodico le acque designate e risultate conformi per le quali risulti accertato che non esistono cause di inquinamento o rischio di deterioramento.

Tale indicatore può avere uno stretto legame con lo sfruttamento dell'ambiente per fini alieutici sia ricreativi che produttivi, una sua compromissione significherebbe infatti un danno diretto alle attività di pesca.

Acque idonee alla vita dei molluschi

Le Regioni designano le aree marine o salmastre sedi di banchi e popolazioni naturali di molluschi bivalvi e gasteropodi, richiedenti protezione e miglioramento in quanto idonee alla vita dei molluschi e per contribuire alla buona qualità dei prodotti della molluschicoltura.

L'indicatore individua le aree designate che, in un periodo di dodici mesi e sulla base di una frequenza minima di campionamento, risultano conformi ai limiti valore imperativo o valore guida fissati per un gruppo selezionato di parametri chimici e fisici definiti dalla normativa (tabella 1/C, allegato 2 del D.Lgs. 152/99).

I parametri da determinare obbligatoriamente per la stima della conformità, sono quelli relativi alle sostanze organoalogenate e ai metalli.

Possono essere esentate dal campionamento periodico le acque designate e risultate conformi, per le quali risulti accertato che non esistono cause di inquinamento o rischio di deterioramento.

Come il precedente, l'alterazione di questo indicatore può ricondurre ad un danno alle attività produttive (molluschicoltura), evidenziando appunto uno stretto legame indicatore-funzione.

Aria

Qualità dell'aria ambiente

Per quanto riguarda gli standards di qualità dell'aria, i valori limite di concentrazione da considerare per singolo inquinante sono quelli relativi alla normativa vigente in materia.

Il D.Lgs. 351/99 ha introdotto valori limite più restrittivi rispetto ai precedenti e nuove specie inquinanti da sottoporre a monitoraggio, sia per gli inquinanti convenzionali (biossido zolfo, ozono, ossidi azoto, ecc.) che per inquinanti non convenzionali (PM10, benzene Idrocarburi Policiclici Aromatici, metalli pesanti).

Il D.M. 60/02, che recepisce le disposizioni comunitarie in materia, introduce nuovi valori limite per alcuni degli inquinanti considerati. È bene specificare le seguenti definizioni adottate nei testi normativi.

Per *livello* si intende la concentrazione nell'aria ambiente di un dato inquinante ed il *Valore limite* è il livello fissato al fine di evitare, prevenire o ridurre gli effetti dannosi sulla salute umana o per l'ambiente nel suo complesso. Viene stabilito sulla base delle conoscenze scientifiche e periodicamente aggiornato.

I *livelli di attenzione* sono definiti come le concentrazioni di inquinanti atmosfere

rici che determinano lo stato di attenzione, cioè una situazione di inquinamento atmosferico che, se persistente, determina il rischio di raggiungere lo stato d'allarme. Lo *stato di allarme* è definito come uno stato suscettibile di determinare una condizione di rischio ambientale e sanitario. Gli stati di attenzione o di allarme si raggiungono quando, al termine di un ciclo di monitoraggio, si rileva il superamento, per uno o più inquinanti, del livello di attenzione o di allarme. Quando questi livelli vengono raggiunti scatta una serie di provvedimenti finalizzata alla difesa della popolazione da eventuali esposizioni a rischio.

Concentrazioni in aria di ossidi di azoto (NO_x e NO₂)

Le principali sorgenti di ossidi d'azoto (NO + NO₂, NO_x) sono gli impianti di riscaldamento civile e industriale, il traffico autoveicolare, le centrali per la produzione di energia e un ampio spettro di processi industriali. Gli ossidi di azoto contribuiscono ai fenomeni di eutrofizzazione, smog fotochimico (sono precursori per la formazione di inquinanti secondari come ozono troposferico e particolato fine secondario) e piogge acide.

L'informazione riportata consente la verifica degli obiettivi richiesti dalla normativa.

Concentrazioni in aria di biossido di zolfo (SO₂)

Le principali sorgenti di biossido di zolfo sono gli impianti di produzione di energia, gli impianti termici di riscaldamento, alcuni processi industriali e, in minor misura, il traffico veicolare, con particolare riferimento ai motori diesel. Il biossido di zolfo contribuisce alla formazione delle deposizioni acide, secche e umide e alla formazione di PM secondario.

L'informazione riportata consente la verifica degli obiettivi richiesti dalla normativa.

Concentrazioni in aria a livello del suolo di ozono (O₃)

L'ozono troposferico è un inquinante secondario, cioè non viene emesso direttamente da una o più sorgenti, ma si produce per effetto della radiazione solare in presenza di inquinanti primari quali gli ossidi d'azoto (NO_x) e i composti organici volatili (COV). Il complesso dei fenomeni che porta a elevate concentrazioni di ozono viene denominato smog fotochimico.

L'inquinamento fotochimico è un fenomeno anche transfrontaliero: è possibile infatti che, in particolari condizioni meteorologiche e di emissione, si formino inquinanti fotochimici che vengono trasportati a distanze di centinaia o migliaia di chilometri.

L'informazione riportata consente la verifica degli obiettivi attualmente richiesti dalla normativa.

Concentrazioni in aria di PM10

Le principali sorgenti di particolato di diametro inferiore a 10 µm (PM10) si possono dividere in due categorie: sorgenti naturali e antropiche. Le prime sono riconducibili sostanzialmente all'erosione da parte degli agenti meteorologici, al trasporto di polvere sahariana, alle eruzioni vulcaniche e al trasporto di aerosol marino; le seconde, invece, si articolano in un ventaglio piuttosto ampio di sorgenti emissive, tra cui assume particolare rilievo il traffico autoveicolare. Una frazione consistente è inoltre di origine secondaria, cioè deriva da processi di trasfor-

mazione chimica e di condensazione di componenti aeriformi.
L'informazione riportata consente la verifica degli obiettivi richiesti dalla normativa.

Concentrazioni in aria di benzene (C₆H₆)

Le principali sorgenti di benzene (C₆H₆) sono gli autoveicoli alimentati a benzina (gas di scarico e vapori), gli impianti di stoccaggio e distribuzione dei combustibili, i processi di combustione che usano combustibili derivati dal petrolio e l'uso di solventi contenenti benzene.

L'informazione riportata consente la verifica degli obiettivi richiesti dalla normativa.

Concentrazioni in aria di Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)

Questi composti derivano quasi interamente dalla esalazione delle benzine trasportate e dalla combustione dei carburanti. Sono composti organici aromatici molto tossici, per l'uomo e per gli animali, alcuni in particolare sono accertati cancerogeni (tra questi: il benzopirene, e l'antracene).

L'informazione riportata consente la verifica degli obiettivi richiesti dalla normativa.

Esemplificamente si riportano nella tabella seguente il quadro complessivo delle soglie di allarme e dei valori limite per alcuni degli inquinanti riportati.

Tabella A2.8 – Valori limite, Esposizione acuta (D.M. 60/02)

| Parametro | Tipo di limite | Valore limite |
|--------------------------|---|---|
| Biossido di zolfo | Valore limite orario per la protezione della salute umana | 350 microg/m ³ |
| | Valore limite di 24 h per la protezione salute umana | 125 microg/m ³ |
| | Soglia di allarme | 500 microg/m ³ misurati su tre ore consecutive in un sito rappresentativo della qualità dell'aria |
| Biossido di Azoto | Valore limite orario per la protezione della salute umana | 250 microg/m ³ da non superare più di 18 volte per anno dovrà essere 200 microg/m ³ a gennaio 2010 |
| | Soglia di allarme | 400 microg/m ³ misurati su tre ore consecutive in un sito rappresentativo della qualità dell'aria |
| PM10 | Valore limite di 24 ore per la protezione salute umana | 50 microg/m ³ da non superare più di 35 volte per anno |

Tabella A2.9 – Valori limite, Esposizione cronica

| Parametro | Tipo di limite | Valore limite |
|--------------------------|--|--|
| Biossido di zolfo | Valore limite (mediana delle concentrazioni sulle 24 h nell'arco di un anno) D.P.R. 203/88 e succ. modifiche | 80 microg/m ³ |
| | Valore limite (98 percentile delle concentrazioni medie di 24 h rilevate nell'arco di un anno) D.P.R. 203/88 e succ. modifiche | 250 microg/m ³ |
| Benzene | Valore limite la protezione della salute umana (media su base annua) D.M. 60/02 | 10 microg/m ³ dovrà essere 5 microg/m ³ a gennaio 2010 |

Tabella A2.10 – Valori limite, Protezione degli ecosistemi

| Parametro | Tipo di limite | Valore limite |
|--------------------------|--|---------------------------|
| Biossido di zolfo | Valore limite per la protezione degli ecosistemi (media su base annuale) D.M. 60/02 | 20 microg/m ³ |
| Biossido di Azoto | Valore limite per la protezione della vegetazione (media su base annuale) D.M. 60/02 | 30 microg/m ³ |
| Ozono | Livello protezione vegetazione (media oraria) D.M. 16/05/96 | 200 microg/m ³ |
| Ozono | Livello protezione vegetazione (media delle 24 h) D.M. 16/05/96 | 65 microg/m ³ |

Inquinanti specifici

In presenza di uno scenario di danno conseguente al rilascio in atmosfera di una sostanza che rientra nelle classi individuate (composti organo alogenati, gas tossici, metalli pesanti) l'indicatore sarà il valore di concentrazione in aria dell'inquinante specifico. La presenza di queste sostanze in concentrazioni significative può produrre effetti importanti sia a carico della salubrità che delle altre funzioni.

Concentrazioni in aria di Composti organoalogenati: CFC, diossine, dibenzofurani, pesticidi clorurati

I clorofluorocarburi (CFC) sono responsabili della distruzione dell'ozono stratosferico che ci protegge dalle radiazioni solari UV più penetranti. Il fenomeno è purtroppo ancora in corso, nonostante queste sostanze gassose siano state bandite da numerose convenzioni internazionali. La loro persistenza ambientale è infatti molto elevata. Agiscono con un meccanismo a catena, che coinvolge la luce solare. Una sola molecola può distruggere, potenzialmente, migliaia di molecole di O₃.

Le dibenzo-p-diossine policlorurate (PCDD) e i dibenzofurani policlorurati (PCDF) sono composti inquinanti che vengono generati prevalentemente da processi di combustione (ad esempio negli impianti di incenerimento) e sono estre-

mamente tossiche, anche a basse concentrazioni. Alcuni composti organici clorurati sono stati usati, in passato, come pesticidi; tra questi, il DDT. Alcuni di questi pesticidi sono volatili; altri sono in grado di legarsi al particolato atmosferico, distribuendosi per tutta l'atmosfera del pianeta (sono stati trovati persino nelle nevi dell'Antartide). La loro tossicità è legata soprattutto al fenomeno della bioaccumulazione attraverso la catena alimentare.

Concentrazioni in aria di gas tossici(Cl₂, H₂S, ecc.)

Cl₂ e HCl possono provocare problemi di tossicità a causa del loro carattere aggressivo; in alcuni fenomeni di inquinamento acuto, l'acido cloridrico è risultato responsabile di fenomeni di piogge acide di considerevole entità. Il solfuro di idrogeno viene prodotto dal decadimento microbico dei composti solforati e dalla riduzione microbica dei solfati, dai vapori geotermici, dalla pasta di cellulosa e da un numero di svariate sorgenti naturali e antropiche. La maggior parte del solfuro di idrogeno atmosferico viene convertito rapidamente a SO₂ e a solfati.

Suolo e sottosuolo

Estensione delle aree soggette a rischio idrogeologico

La presenza ed estensione delle aree sottoposte a rischio idrogeologico dipendono dalla possibilità che si verifichi un evento franoso o alluvionale associata alla presenza di elementi a rischio (persone, aree urbane, aree produttive, infrastrutture, beni culturali e ambientali, ecc.) in grado cioè di subire danni.

In base agli articoli 2 e 3 del D.P.C.M. 29/9/1998, contenenti i criteri per l'individuazione delle aree a rischio e l'attribuzione della relativa classe di rischio, le varie Autorità di Bacino presenti sul territorio nazionale determinano le aree soggette a rischio idrogeologico per frana, alluvione o valanga.

Le diverse situazioni sono aggregate in quattro classi di rischio a gravosità crescente (1 = moderato/a; 2 = medio/a; 3 = elevato/a; 4 = molto elevato/a), alle quali sono attribuite le seguenti definizioni:

moderato R1: per il quale i danni sono marginali;

medio R2: per il quale sono possibili danni minori che non pregiudicano l'incolumità del personale, l'agibilità degli edifici e la funzionalità delle attività economiche;

elevato R3: per il quale sono possibili problemi per l'incolumità delle persone, danni funzionali agli edifici, la interruzione di funzionalità delle attività socio-economiche e danni rilevanti al patrimonio ambientale;

molto elevato R4: per il quale sono possibili la perdita di vite umane e lesioni gravi alle persone, danni gravi agli edifici, alle infrastrutture e al patrimonio ambientale, la distruzione di attività socio-economiche.

A parità di altre condizioni, un danno ambientale su un'area con rischio R4 sarà ovviamente rilevante, anche sotto il profilo economico.

Distribuzione dei fenomeni franosi

Definisce la presenza, l'ubicazione e le caratteristiche geometriche di fenomeni franosi in tutto il territorio nazionale grazie alla realizzazione di un database cartografico tematico gestito a livello nazionale da APAT. I rilievi, la ricerca ed integrazione degli archivi storici, la compilazione delle schede frane sono ad opera delle regioni/province autonome.

L'indicatore non fornisce informazioni né sulla pericolosità né sul rischio legato al fenomeno franoso.

La presenza di un fenomeno franoso rappresenta un elemento critico per il territorio che, nella valutazione di un danno ambientale, deve essere opportunamente considerato come prioritario.

Velocità di subsidenza in aree soggette a questo fenomeno

La subsidenza è un movimento di abbassamento della superficie terrestre. L'abbassamento del suolo può essere legato a cause naturali (tettonica, movimenti isostatici, diagenesi, oscillazione del livello di falda) o a cause antropiche (sfruttamento eccessivo delle falde, estrazione di idrocarburi).

La misura della velocità di subsidenza viene effettuata tramite la predisposizione di reti di monitoraggio geodetico basate su tecniche di rilievo terrestre e satellitare che consentono di apprezzare spostamenti planoaltimetrici di alta precisione. Esistono diversi progetti in Italia che consentono di effettuare valutazioni sul trend del fenomeno a livello locale. Tuttavia le aree investigate sono poche e sono costituite da siti ove il problema è già noto e monitorato.

Non esiste una banca dati unica, ma solo singoli progetti operati da regioni o enti di ricerca, né esistono univoci valori limite.

Valgono per il danno ambientale le stesse considerazioni espresse per i fenomeni franosi, anche in questo caso un'area soggetta a subsidenza deve venir monitorata in maniera approfondita, considerando il rischio a cui sono sottoposte tutte le sue attività.

Valori di concentrazione per sostanze presenti nel suolo e nel sottosuolo

I valori di concentrazione limite accettabili nel suolo e nel sottosuolo rappresentano le concentrazioni di inquinanti nel suolo e sottosuolo oltre le quali il sito è considerato inquinato. Tali valori di concentrazione vanno riferiti alla specifica destinazione d'uso del sito e rappresentano a tutti gli effetti, dei valori soglia.

Tali valori espressi in concentrazione (mg/kg si sostanza secca) sono contenuti nell'Allegato 1 del D.M. 471/99. I parametri considerati sono numerosi e danno un chiaro quadro della situazione di compromissione del suolo e sottosuolo sottoposti ad analisi.

Presenza di geotopi

Sono siti che, per loro caratteristiche peculiari, ricoprono particolare interesse scientifico o turistico o paesaggistico e nelle quali è possibile riconoscere un valore paesaggistico, naturalistico, geomorfologico. Sono censiti, cartografati, tutelati e valorizzati nella pianificazione territoriale delle regioni e delle province.

Se uno di questi siti viene danneggiato, ad esempio da modificazioni territoriali di origine antropica, è palese come possano essere compromessi sia valori d'uso che passivi.

Presenza di cave

La individuazione delle aree che costituiscono risorsa, riserva e giacimento minerario è affidata alla pianificazione locale: per risorsa mineraria s'intende un ammasso roccioso esteso che presenti peculiarità tali da renderlo potenzialmente sfruttabile; con il termine riserva si indica quella parte della risorsa definita con maggiore precisione, da un punto di vista qualitativo e quantitativo, facendo rife-

rimento a particolari esigenze tecniche, amministrative ed ambientali; la riserva o una sua parte diventano giacimento allorchè il materiale in essa contenuto può essere estratto.

Poiché la pianificazione è affidata alle province, comuni ecc., lo stato della pianificazione in tale materia può risultare piuttosto eterogeneo.

Contenuto di metalli pesanti totali nei suoli agrari

La presenza di metalli pesanti nei suoli può essere riconducibile a fattori naturali (es: substrato pedogenetico), a fattori antropici (es: attività agricole, industriali e civili), o alla somma di entrambi.

I metalli d'origine naturale sono costituenti delle rocce e dei sedimenti che formano il substrato pedogenetico, e la loro concentrazione varia proprio in funzione delle differenti caratteristiche geologiche del sito esaminato.

Le cause antropiche a cui è possibile attribuire un incremento, puntuale o diffuso, del contenuto in metalli pesanti sono molteplici e possono essere riconducibili a: deposizioni atmosferiche (da combustione, emissioni industriali, traffico veicolare), utilizzo in agricoltura di prodotti che possono contenere metalli pesanti in traccia (fitosanitari, concimi minerali ed organici, compost, fanghi di depurazione e ammendanti vari), smaltimento di sottoprodotti di lavorazioni industriali e reflui civili, utilizzo di acque di irrigazione con elevato contenuto di metalli.

Indicazioni inerenti i limiti del contenuto in metalli pesanti si rinvengono nella Direttiva CEE n. 278/86, recepita con il D.Lgs. n. 99/92, che contiene le indicazioni relative alle modalità di recupero dei fanghi di depurazione in agricoltura, e nella D.C.I. 27.07.1984, in attuazione del D.P.R. 915/82 sulla gestione dei rifiuti, che regola l'utilizzo di compost da RSU in agricoltura, fissa dei limiti per la concentrazione dei metalli nei compost e nei terreni destinati al suo utilizzo.

Tabella A.11 – Limiti di concentrazione di metalli pesanti nel suolo previsti da alcune norme relative all'uso di fanghi o compost sul suolo e alla bonifica dei siti contaminati.

| Metallo | u.m. | D.C.I. 27.07.84 | Dir. 86/278/CEE | D.Lgs. 99/92 | D.M. 471/99 col. A | D.M. 471/99 col. B |
|----------|------------|--------------------|--------------------|-----------------|--------------------------|--------------------------|
| Cadmio | mg/kg s.s. | 3 | 1-3 | 1,5 | 2 | 15 |
| Cromo | mg/kg s.s. | 50 | --- | --- | 150 | 800 |
| Mercurio | mg/kg s.s. | 2 | 1-1,5 | 1 | 1 | 5 |
| Nichel | mg/kg s.s. | 50 | 30-75 | 75 | 120 | 500 |
| Piombo | mg/kg s.s. | 100 | 50-300 | 100 | 100 | 1.000 |
| Rame | mg/kg s.s. | 100 | 50-140 | 100 | 120 | 600 |
| Zinco | mg/kg s.s. | 300 | 150-300 | 300 | 150 | 1.500 |

L'indicatore fornisce il contenuto in metallo pesante espresso in milligrammi per chilogrammo (mg/Kg), e si basa su dati provenienti da APAT/CTN_TES, AR-PA/APPa, Regioni, Università e Province.

In generale si può affermare che le informazioni non sono complete a causa della mancanza di una rete di monitoraggio a scala nazionale dei suoli che consenta, fra l'altro, di definire il livello di fondo del contenuto in metalli pesanti. I dati sono stati determinati utilizzando differenti metodi e nell'ambito di iniziative regionali e locali. Spesso si tratta di dati privi di georeferenziazione eseguiti da laboratori diversi, per quanto provenienti da fonti affidabili. I dati raccolti dopo il 2001,

relativi alla determinazione della concentrazione di fondo naturale, sono riferiti ad orizzonti sia superficiali che profondi di suoli agrari; sono, inoltre, georeferenziati e le metodiche di campionamento ed analisi sono note.

Bilancio di nutrienti nel suolo

L'attività agricola impiega composti organici ed inorganici principalmente a base di azoto e fosforo. Tali elementi, se non correttamente dosati, possono causare: danni alle colture, dispendio economico, fenomeni di inquinamento ed eutrofizzazione. Il modello utilizzato per sviluppare il presente indicatore è il modello ELBA (Environmental Liveliness and Blent Agricolture), un modello econometrico finalizzato allo studio delle variabili dei fattori produttivi delle aziende agricole come input e output (mangimi, fertilizzanti, reimpieghi aziendali, produzione vegetale, animale e deiezioni) per valori aggregati su scala provinciale.

Viene utilizzato un Sistema di Gestione di database (DBMS) specificamente realizzato, che gestisce dati di diverse fonti statistiche (ad es. CRONOS, REGIO, ISTAT, RICA, COMEXT) e di natura economica (produzioni, costi, prezzi, margini reddituali, elasticità, consumi, flussi commerciali), tecnologica, politica (misure agro-ambientali), meteorologica, orografica e pedologica. Il database è congruente ai diversi livelli di aggregazione (nazionale, regionale, provinciale, areali pedoclimatici: 1990-1997) ed è a sua volta integrato da un'ampia serie di variabili tecniche, economiche e ambientali prodotte dalla stessa modellistica.

Tale modello è stato studiato dalla Facoltà di Agraria dell'Università di Bologna, Dipartimento di Protezione e Valorizzazione agro-alimentare (DIPROVAL), sezione distaccata di Economia di Reggio Emilia.

In sostanza il modello ELBA calcola il bilancio di nutrienti nel suolo relativamente a azoto (N) e fosforo (P) definendo la situazione di deficit o di surplus di nutrienti di origine organica e inorganica per unità di superficie coltivata (Kg/ha) mediante la definizione - per singola coltura e area - di bilanci input (apporti teorici, concimazioni, ecc.)/output (asporto colturale, volatilizzazione) dei nutrienti.

La normativa di riferimento comprende il D.M. MiPAF 19/04/99 'Approvazione del Codice di Buona Pratica Agricola', che indirizza verso un corretto utilizzo dei fertilizzanti per evitare problemi di surplus di elementi nutritivi, ed il D.Lgs. 152/99 che prevede, tra l'altro, l'individuazione delle aree sensibili al problema dei nitrati al fine di salvaguardare le falde acquifere. A tale riguardo nel D.Lgs. 152/99, all'art. 38, è presa in considerazione l'utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici, con modalità che ne limitano la perdita e la diffusione nell'ambiente.

I dati di partenza sono forniti da APAT/CTN_TES, ISTAT, Università di Bologna, le elaborazioni coprono tutto il territorio nazionale, derivano da fonti affidabili e sono ottenuti con metodologie riconosciute a livello internazionale.

Flora e Fauna

Legislazione internazionale e nazionale

Esiste un panorama di direttive e convenzioni a livello internazionale che hanno l'obiettivo di proteggere la flora e la fauna, indicando le specie che necessitano di maggior tutela, in quanto considerate più a rischio delle altre. Si elencano di seguito le più significative.

La Direttiva Habitat (92/43/CEE) e s.m.i. rappresenta la norma europea più importante nel campo della conservazione della natura (recepita in Italia con DPR 8 settembre 1997, n. 357 e s.m.i.), in quanto individua nell'allegato II le specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui protezione richiede la designazione di zone speciali di conservazione; nello stesso allegato alcune specie sono contrassegnate con un asterisco che indica che si tratta di specie prioritarie cioè in pericolo e verso le quali la comunità europea ha una responsabilità particolare per la conservazione. Nell'allegato IV sono riportate invece specie animali e vegetali di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa, cioè per le quali è fatto divieto di cattura, uccisione, perturbazione, distruzione o deterioramento delle uova e dei siti di riproduzione (per le specie animali) e raccolta, collezione, taglio, possesso, trasporto, commercio (per le specie vegetali). Nell'allegato V sono elencate invece le specie animali e vegetali d'interesse comunitario il cui prelievo in natura e il cui sfruttamento potrebbero formare oggetto di misure di gestione, cioè possono essere sfruttate solo compatibilmente con il loro mantenimento in uno stato di conservazione soddisfacente.

La Convenzione Internazionale di Berna (1979) relativa alla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa ha lo scopo di assicurare la conservazione della flora e della fauna selvatiche e dei loro habitat naturali. Nell'allegato I sono elencate alcune specie di flora selvatiche per le quali ogni paese dovrà adottare necessarie ed opportune leggi e regolamenti onde provvedere alla loro salvaguardia, con divieto di raccolta, taglio o sradicamento di tali piante. L'allegato II contiene invece specie animali rigorosamente protette, con divieto di cattura, uccisione, detenzione e commercio. Lo sfruttamento delle specie animali in allegato III deve essere invece regolamentato in modo da non compromettere la loro sopravvivenza.

Tra le normative europee la Direttiva Uccelli (79/409/CEE) è specifica per la conservazione degli uccelli selvatici, quindi riguarda esclusivamente la fauna. Nell'allegato I sono elencate le specie per le quali sono previste misure speciali di conservazione per quanto riguarda l'habitat, al fine di garantirne la sopravvivenza e la riproduzione nella loro area di distribuzione. L'allegato II riporta invece le specie di uccelli che possono essere oggetto di caccia nel quadro della legislazione nazionale con la clausola che l'attività venatoria non pregiudichi le azioni di conservazione intraprese nella loro area di distribuzione.

Anche la Convenzione di Bonn riguarda esclusivamente la fauna ed in particolare le specie migratrici; in allegato I sono menzionate le specie minacciate per le quali sussiste un divieto di prelievo mentre l'allegato II enumera le specie migratrici che si trovano in cattivo stato di conservazione e che richiedono la conclusione di accordi internazionali per la loro protezione e gestione.

Infine numerose sono le normative nazionali ed in particolare regionali, che in parte possono ricalcare le direttive internazionali, in parte aggiungono elenchi di specie di interesse regionale e/o locale.

L'indicatore proposto da una assoluta priorità alla direttiva Habitat (Allegato II), questa viene considerata infatti la norma più importante nel campo della conservazione della natura ed ogni paese europeo ha avuto l'obbligo di recepirla. Tale norma inoltre tutela sì le specie ma protegge anche i loro habitat, elemento fondamentale per garantire una conservazione dell'ambiente naturale efficace e duratura.

Liste rosse

Le liste rosse costituiscono un importante strumento per la conservazione del patrimonio floristico/faunistico e per l'individuazione delle specie che sono attualmente più a rischio.

Nel nostro paese il primo Libro Rosso delle specie vegetali minacciate su tutto il territorio nazionale risale al 1992 (Conti *et al.*, 1992), mentre nel 2001 ad opera dell'ANPA esce un ampliamento ed aggiornamento in base ai nuovi criteri dell'IUCN (Unione Internazionale per la Conservazione della Natura) (ANPA, 2001).

I criteri IUCN costituiscono una classificazione del grado di pericolo a cui una specie è soggetta attraverso una serie di categorie di minaccia. Nella Lista Rossa ANPA sono attribuiti ad 86 specie vegetali i criteri IUCN aggiornati a febbraio 2000, che prevedono le seguenti categorie:

- Estinta (EX)
- Estinta in natura (EW)
- Gravemente minacciata (CR)
- Minacciata (EN)
- Vulnerabile (VU)
- Quasi a rischio (NT)
- A rischio relativo (LC)
- Dati insufficienti (DD)

L'indicatore scelto per il presente lavoro non contempla le prime due categorie di estinzione, in quanto ovviamente una specie estinta non può essere oggetto di un danno ambientale.

La prima opzione realistica è invece un danno su una specie considerata '*Gravemente minacciata*' e a seguire le altre categorie fino all'opzione specie '*A rischio relativo*'. Per quanto riguarda i criteri secondo i quali ad una specie può essere attribuita una o l'altra categoria si rimanda alla descrizione dettagliata presente in ANPA (2001).

Ovviamente nell'indicatore non viene contemplata neanche la categoria '*Dati insufficienti*' in quanto non fornisce indicazioni sullo stato della specie in esame.

Per quanto riguarda la fauna, in Italia esiste una sola Lista Rossa redatta dal WWF (Bulgarini *et al.* 1998) riferita esclusivamente ai vertebrati, ma sono in corso progetti del Ministero dell'Ambiente per compilare le Liste Rosse ufficiali dei vertebrati e di alcuni taxa di invertebrati. Attualmente alcune informazioni, anche su specie della nostra penisola, possono essere reperite sul sito dell'IUCN (www.iucn.org), nella sezione '*The IUCN Red List of threatened species*' in cui le stesse categorie prima citate per la flora sono state attribuite ad un gran numero di specie animali da gruppi di esperti a livello internazionale.

Rarietà

La Direttiva Habitat definisce le specie rare quelle le cui: '*popolazioni sono di piccole dimensioni e che, pur non essendo attualmente in pericolo né vulnerabili rischiano di diventarlo. Tali specie sono localizzate in aree geografiche ristrette o sparpagliate su una superficie più ampia....*'. Una specie può dunque essere considerata rara se presente con un numero ristretto di individui oppure se diffusa in un numero ridotto di siti di tipologia omogenea. La seconda accezione viene considerata per il presente lavoro, l'indicatore Rarietà, in questo caso contempla infatti tre opzioni: rara in assoluto a livello globale, rara in Europa e rara in Italia. La

quantificazione della soglia per la quale sussiste questa rarità è un argomento molto dibattuto tra i biologi conservazionisti, in linea di massima in letteratura è accettato il criterio del 10%, cioè una specie è definita rara se presente in meno del 10% dei siti presi in esame nell'area in oggetto. Si ritiene che l'attribuzione dell'indicatore rarità debba essere fatto da uno specialista del settore, in quanto solo una buona conoscenza della letteratura riguardante una determinata specie può portare ad esprimere un giudizio corretto in merito.

Sensibilità

Anche in questo caso parliamo di un indicatore che deve essere quantificato da uno specialista; la sensibilità di una specie alle alterazioni antropiche infatti nasce da una serie di caratteristiche a livello fisiologico ed ecologico che la specie possiede (es. limiti di tollerabilità agli inquinanti, specificità dell'habitat, ecc..) e che solo un esperto del settore può quantificare e valutare correttamente. L'indicatore può avere tre opzioni, la prima, '*estremamente sensibile a pressioni antropiche*', è attribuita a quelle specie che 'subiscono' molto l'impatto dell'uomo poiché sensibili all'inquinamento e adattabili ad habitat molto specifici e quindi in pericolo se soggette a perturbazioni; le specie invece '*sensibili a pressioni antropiche*', pur non essendo troppo specialiste, possono venir danneggiate da azioni antropiche quando l'impatto supera una determinata soglia. In ultimo esistono specie più tolleranti, cioè '*poco sensibili a pressioni antropiche*' che riescono cioè a sopravvivere anche se perturbate dall'uomo, caratterizzate cioè da un'alta resistenza o da una elevata resilienza (capacità di ritornare nello stato iniziale dopo una modificazione da parte di forze esterne).

Interesse biogeografico

E' un indicatore del grado di endemicità di una specie, sia animale che vegetale. Una specie endemica è specifica di una determinata area e quindi spesso legata ad un habitat molto particolare.

La Convenzione di Barcellona definisce una specie endemica come: '*ogni specie la cui zona di ripartizione è limitata ad una zona geografica particolare*'. L'indicatore rispetto alla precedente definizione specifica l'ampiezza dell'area geografica in cui la specie può essere diffusa, in particolare possiamo avere un endemismo puntiforme (cioè ad areale molto ristretto, che per la flora in letteratura viene spesso fissato in 2 km², mentre per la fauna è variabile in relazione alla specie considerata), un endemismo ad areale ristretto, ma non puntiforme (più ampio del precedente, ma variabile in relazione alla specie) o un endemismo in un'unità biogeografica (cioè può essere diffusa solo in una zona biogeografica particolare; ai sensi della Direttiva Habitat l'Italia ha tre regioni biogeografiche: alpina, continentale e mediterranea). Ovviamente minore è l'estensione dell'areale di una specie, maggiore sarà la necessità di tutela e più grave una eventuale contaminazione delle aree geografiche in cui è diffusa.

Focalità

L'indicatore focalità è costituito esclusivamente da due opzioni, considerate della stessa importanza (punteggio2), specie chiave e specie bandiera.

Il concetto di specie chiave (*keystone species*) è tra gli ecologi estremamente dibattuto; si tratta in realtà di quelle specie che svolgono un ruolo importante nel mantenere l'equilibrio dell'ecosistema. Se per un certo motivo una specie chiave

viene a mancare, la struttura delle comunità cambia drasticamente (e quindi anche le funzioni ecosistemiche).

Il concetto di specie bandiera è maggiormente collegato alla percezione antropica; è possibile infatti definire 'specie bandiera' un taxon che esercita un forte richiamo turistico e che suscita quindi un notevole interesse nell'opinione pubblica. Si tratta dunque di specie carismatiche, per le quali esiste una generale volontà per la loro protezione e salvaguardia. Sono generalmente taxa molto appariscenti, vuoi per dimensioni vuoi per colorazione, noti al grande pubblico. Si considerano ad esempio specie bandiera le querce secolari, i cetacei, molti altri mammiferi ed uccelli, alcuni pesci ed alcune farfalle.

APPENDICE 3
Rassegna su alcuni studi di valutazione di risorse naturali

PREMESSA

In questa sezione sono stati selezionati alcuni casi, tra i molti presenti in letteratura, che possono servire come esemplificazione ulteriore delle possibilità di impiego dei diversi metodi proposti nel manuale per la valutazione delle diverse funzioni svolte dalle risorse ambientali¹.

Si è optato, là dove disponibili, per studi che avessero come oggetto specifico delle valutazioni di danno ambientale, trascurando quelli finalizzati a determinare la convenienza e la sostenibilità di progetti. Gli studi più ricorrenti in letteratura sono tuttavia quelli finalizzati alla stima del valore economico totale di una risorsa o a sperimentare metodi di valutazione. Sono state inoltre considerate analisi riferite prevalentemente a paesi sviluppati.

Gli studi selezionati sono tratti in gran parte da database disponibili on-line, progettati allo scopo di fornire agli utenti (analisti di enti pubblici, ricercatori, consulenti, ecc.) informazioni strutturate su valutazioni monetarie di determinati beni e servizi ambientali. Il più conosciuto ed affermato di questi database è *EVRI*² (*Environmental Valuation Reference Inventory*) creato nella prima metà degli anni '90 su iniziativa dell'Agenzia di Protezione Ambientale Canadese (*Environment Canada*). A tale iniziativa hanno aderito in seguito: l'agenzia di protezione ambientale statunitense (US-EPA, *Environmental Protection Agency*), il dipartimento inglese per l'ambiente e le politiche agricole (DEFRA, *Department for Environment Food and Rural Affairs*), il ministero dell'ambiente francese (*Ministère de l'Écologie et du Développement Durable*) ed il centro di ricerca *Economy and Environment Program for SouthEast Asia* (EEPSEA). Le informazioni contenute in EVRI sono classificate in sei categorie (EFTEC, 2002) (Tabella A3.1).

Tabella A3.1 - Struttura del database EVRI

| Categorie | Contenuti |
|--|---|
| Riferimenti bibliografici | Autore, titolo, fonte, tipologia del documento, date di riferimento. |
| Riferimenti geografici e caratteristiche della popolazione | Paese, regione, provincia; livello di sviluppo; caratteristiche demografiche e socio-economiche degli abitanti. |
| Beni e servizi ambientali considerati | Risorsa, funzione e loro variazioni e causa delle variazioni. |
| Metodologie applicate | Tipologia di studio (primario o secondario); metodi di valutazione. |
| Valori monetari stimati | Stime corredate da specificazioni ove disponibili. |
| Riassunto | Riassunto dello studio. |

¹ Va tuttavia richiamato che l'impiego dei valori riportati per effettuare *benefit transfer* tra paesi diversi richiede estrema cautela ed un'attenta valutazione caso per caso (vedi paragrafo 4.5).

² <http://www.evri.ca/>

Sebbene *EVRI* stia diventando il più accreditato database di riferimento per gli studi di valutazione ambientale, ne esistono altri³, più contenuti per numero di studi classificati e con diversi sistemi di catalogazione. Fra di essi, vale la pena menzionare *EnValue*⁴, sviluppato dall'agenzia di protezione ambientale del New South Wales in Australia (NSW-EPA). Esso raccoglie in schede, classificate per risorsa, un considerevole e pregevole numero di studi (Tabella A3.2).

Tabella A3.2 - Struttura del database *EnValue*

| Categorie | Contenuti |
|---------------------------|--|
| Presentazione generale | Riferimenti geografici, risorsa naturale, unità di misura, metodo di valutazione. |
| Risultati chiave | Valori stimati nella moneta di origine e convertita in dollari australiani a valori 2002; eventuali comparazioni con stime ottenute con altri metodi di valutazione. |
| Riferimenti bibliografici | Autore, titolo, fonte, tipologia del documento; descrizione in forma discorsiva dell'oggetto di valutazione e della procedura adottata. |
| Criteri di valutazione | Sezione facoltativa 'Domande e Risposte'. |

Nella rassegna qui presentata si è fatto riferimento sia a casi riportati in *EVRI* ed *EnValue* che ad altri lavori reperibili in letteratura con specifico riguardo a valutazioni di danno ambientale. In particolare si è attinto a casi che rientrano nel 'Programma di Ripristino e Valutazione del Danno' (DARP⁵), creato dal NOAA dopo l'incidente della Exxon Valdez del 1989. Questa fonte si differenzia dalle precedenti in quanto l'obiettivo principale del DARP è la valutazione e realizzazione degli interventi di ripristino e/o surrogazione. A questo proposito si ricorda che il NOAA per quantificare le azioni di ripristino e surrogazione degli habitat compromessi adotta un approccio denominato 'analisi di equivalenza dell'habitat' (*Habitat Equivalency Analysis*, HEA). L'HEA si basa generalmente sulla surrogazione servizio-per-servizio⁶. I casi studio selezionati da *EVRI* ed *EnValue* sono organizzati secondo uno schema collegato all'approccio valutativo del manuale. In particolare, si adotta una classificazione per tipo di risorsa, per funzione valu-

³ Oltre a *EVRI* ed *EnValue*, si possono citare: *RED* (sostenuto da agenzie ambientali operanti in EU), *NZ-NMDB* (sostenuto da agenzie ambientali operanti in Nuova Zelanda), *ValueBaseSwe* (sostenuto da agenzie ambientali operanti in Svezia).

⁴ <http://www.epa.nsw.gov.au/envalue/>.

⁵ L'obiettivo principale di questo programma è di assicurare l'intervento continuo di esperti, all'interno del NOAA, per valutare l'entità dei danni apportati alle risorse naturali a causa degli sversamenti di petrolio e sostanze pericolose in genere nonché i loro impatti fisici. Il DARP coinvolge tre uffici all'interno del NOAA: il centro valutazione danno (*Damage Assessment Center*, DAC), il centro ripristino (*Restoration Center*) e l'ufficio del Consiglio Generale per le Risorse Naturali (*Office of General Counsel for Natural Resources*, di supporto legale). I casi e la relativa documentazione sono consultabili alla pagina web <http://www.darp.noaa.gov/>.

⁶ Nel momento in cui vanno scelte delle misure per valutare i servizi forniti dall'habitat, occorre tener conto della loro capacità ed adeguatezza. Ad esempio, le caratteristiche biofisiche (suolo, copertura vegetazionale, idrologia) influiscono sulla capacità di un ecosistema nel fornire servizi ecologici ed antropici; il contesto paesaggistico determinerà l'adeguatezza dell'ecosistema a fornire servizi estetico-paesaggistici. Ad esempio, la funzione di una zona umida di arginare sedimenti dipende, in termini di capacità, da inclinazione e copertura vegetativa. L'adeguatezza di una certa zona umida a svolgere tale funzione dipende invece dal flusso di sedimenti atteso dalle zone adiacenti, quindi dai tipi di uso del suolo. Inoltre il valore totale del miglioramento della qualità dell'acqua, dovuta alla funzione di contenimento dei sedimenti, dipende dagli usi dei corpi idrici.

tata nel suo complesso o in seguito ad una sua compromissione, e per metodo di valutazione. Per ciascun caso è fornita, infine, una sintetica descrizione della procedura di valutazione e della stima ottenuta, nonché il riferimento bibliografico. Per i casi DARP è stata omessa la descrizione della metodologia di valutazione, trattandosi sempre di costi di ripristino e surrogazione, che sono stati dettagliati, ove possibile. È stato inoltre omesso il riferimento bibliografico.

Va segnalato che per gli studi attinti da *EVRI* e dal DARP i valori monetari⁷ sono espressi nella valuta del paese dove si è svolto lo studio, a valori correnti riferiti all'anno indicato nello studio originario, mentre per gli studi riportati da *EnValue* i valori sono espressi in dollari australiani (riferiti al 2002).

⁷ Le valute, sono così espresse: US\$, dollari Americani, Can\$, dollari Canadesi, A\$, dollari Australiani.

Tabella A3.3 - Rassegna casi di valutazione di risorse naturali selezionati prevalentemente da EVRI ed EnValue

| RISORSA | FUNZIONE/ CAUSA DANNO | METODOLOGIA | PROCEDURA E VALORI STIMATI | FONTE |
|--|---|---|--|--|
| Acque sotterranee | Valori di uso: funzioni di domanda Valori di non-uso: funzioni passive Emissione inquinanti, prelievo eccessivo | Tipologia: studio primario Metodo: spese difensive e valutazione contingente | Per i valori di uso sono state calcolate le misure difensive da intraprendere in termini di costi evitati. Lo studio basato sulle spese difensive considera fra i costi evitati quelli relativi a: acquisto di acqua imbottigliata, utilizzo di sistemi di depurazione, prelievo diretto da altri pozzi e trattamento domestico dell'acqua, per un totale, a famiglia all'anno, di 78,30 dollari (Can\$ 1997). Per i valori passivi è stata stimata, mediante indagine diretta, una disponibilità a pagare media annua per famiglia di 48,24 dollari. | Martin M., Marceau R., (2001) <i>The Economic Value of Groundwater</i> , Montreal Economic Institute. |
| Acque sotterranee, laghi, fiumi, acque di transizione con zone umide associate | Valori di uso: funzioni di domanda (potabilità) e funzionali ecologiche Contaminazione da nitrati ed altre sostanze chimiche | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | È stato condotto uno studio primario utilizzando il metodo della valutazione contingente. Sulla base di interviste, è stata valutata la disponibilità a pagare delle famiglie residenti in Ohio in merito a programmi che mirano a ridurre le concentrazioni di inquinanti nei corpi idrici ed a preservare una superficie maggiore della zona umida che si trova nella parte nord-occidentale dello stato. Si è stimata una disponibilità a pagare annua per famiglia pari a: 52,78 dollari (US\$ 1994) per le acque sotterranee, 78,38 dollari per i corpi idrici superficiali (lago e bacino fluviale) e 62,57 dollari per conservare le zone umide. Il fine del lavoro era incentrato sui programmi di miglioramento della qualità delle acque in tutto lo stato dell'Ohio, che ha prodotto stime complessive pari a: 221 milioni (acque sotterranee), 315 milioni (corpi idrici superficiali) e 256 milioni (zone umide). | De Zoysa A.D.N., (1995) <i>A Benefit Evaluation of Programs to Enhance Groundwater Quality, Surface Water Quality and Wetland Habitat in Northwest Ohio</i> , Dissertation, The Ohio State University. |
| Acque sotterranee | Valori di uso: salubrità Immissione di sostanze tossiche | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | La contaminazione dell'acqua da nitrati può avere gravi conseguenze sulla salute. Il questionario postale inviato alle famiglie abitanti nelle zone rurali (quindi più esposte al rischio) del Wisconsin (USA), aveva lo scopo di indagare la disponibilità a pagare media annua per ridurre le concentrazioni di nitrati del 25%. Il valore medio stimato è pari a 412 dollari a famiglia (US\$ 1990). | Poe G.L., Bishop R. C., (1999) <i>'Valuing the Incremental Benefits of Groundwater Protection when Exposure Levels are Known'</i> in <i>Environmental and Resource Economics</i> , 13, pp. 341-367. |

| | | | | |
|-------------------|--|---|---|---|
| Acque sotterranee | Valori di uso: funzioni di produzione e di domanda, funzioni ricreative | Tipologia: studio secondario Metodo: prezzi di mercato e valutazione contingente | Per le funzioni di produzione e per gli usi civili si ricorre per lo più a prezzi di mercato desunti da studi già effettuati; per le funzioni ricreative, si riadattano i risultati di uno studio di valutazione contingente. Il risultato aggregato dei valori di uso diretto per Assiniboine Aquifer (Manitoba, Canada) è pari a 4,7 milioni di dollari (Can\$ 1990). | Kulshreshtha S.N., (1994) 'Economic Value of Groundwater in the Assiniboine Delta Aquifer in Manitoba' in <i>Social Science Series</i> , 29, Environment Conservation Service, Environment Canada, Ottawa, Ontario. |
| | Effetti cumulativi di pratiche agricole ad alto uso di sostanze chimiche | | | |
| Acque sotterranee | Valori di uso: funzioni di domanda (potabilità) | Tipologia: studio primario Metodo: costi di surrogazione | Sulla base di un questionario postale ed un'indagine telefonica tale da rendere il campione significativo sono stati stimati i costi che la popolazione di Perkasie (Pennsylvania, USA) ha sostenuto per fronteggiare la contaminazione da TCE dell'acqua potabile. Nel periodo durante il quale è stata rilevata la contaminazione (dal 12/1987 al 09/1989) le famiglie sono ricorse all'acquisto di acqua imbottigliata (11.134 dollari, 1992 US\$, per chi già l'acquistava ma ne ha aumentato il consumo e 17.341 dollari per chi l'ha acquistata <i>ex novo</i>), all'acquisto di sistemi di depurazione (4.961 dollari), al consumo di acqua attinta da altri pozzi (costo variabile compreso tra 12.512 e 34.031 dollari) alla bollitura dell'acqua (costo variabile compreso tra 15.632 e 64.134 dollari) per un totale complessivo che va dai 61.313 a 131.334 dollari. | Abdalla C. W., Roach B.A., Epp D.J., (1992) 'Valuing Environmental Quality Changes Using Averting Expenditures: An Application to Groundwater Contamination' in <i>Land Economics</i> , 68, 2, pp. 163-169. |
| | Contaminazione da TCE ⁸ | | | |
| Acque sotterranee | Valori di non-uso: funzioni passive | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | Sulla base di un questionario postale, è stata stimata la disponibilità a pagare da parte delle famiglie statunitensi per il disinquinamento delle acque sotterranee. Si è ottenuto un valore medio di 14,70 dollari (US\$ 1991) al mese, pari a 176 dollari all'anno. | McClelland G.H., Schulze W.D., Lazo J.K., Waldman D.M., Doyle J.K., Elliot S.R., Irwin J.R., (1992) <i>Methods for Measuring Non-Use Values: A Contingent Valuation Study of Groundwater Cleanup</i> , Center for Economic Analysis, University of Colorado, Boulder, CO. |
| | Contaminazione di sostanze inquinanti | | | |

⁸ Tricloruro di Etilene.

| | | | | |
|------------------|---|---|---|---|
| Acque sofferanee | Valori passivi: funzione di opzione | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | È stata condotta un'indagine basata su un questionario per valutare il valore attuale dei benefici che derivano dalla prevenzione dell'inquinamento da nitrati della falda acquifera da cui la popolazione di Cape Cod (Massachusetts, USA) preleva l'acqua ad uso potabile. Sono state utilizzate più versioni del questionario, ipotizzando diversi periodi di probabile inquinamento e diversi gradi di contaminazione in relazione alla messa in opera (o meno) di un piano di gestione. I benefici aggregati stimati, in un arco temporale di 30 anni e con un saggio di sconto del 4%, variano da 5 milioni di dollari (con una probabilità di aumento della disponibilità di acqua del 25%) a 25 milioni (con una probabilità di aumento della disponibilità di acqua che può arrivare fino al 100% grazie all'implementazione di un appropriato piano di gestione). | Edwards S.E., (1988) 'Option Prices for Groundwater Protection' in <i>Journal of Environmental Economics and Management</i> , 15, pp. 475-487. |
| | Contaminazione da nitrati | | Sulla base di una serie di interviste, si è misurata la disponibilità a pagare per prevenire delle perdite nella qualità dell'acqua del fiume Monongahela (Pennsylvania, USA). La disponibilità a pagare per evitare un peggioramento della qualità da 'navigabile' a 'non navigabile' è pari a 65,37 dollari (AS 2002) per persona all'anno: la disponibilità a pagare per il miglioramento della qualità da 'non navigabile' a 'balenabile' è pari a 144,34 dollari per persona all'anno, per il miglioramento da 'navigabile' a 'pescabile' è pari a 42,42 dollari, per il miglioramento da 'navigabile' a 'balenabile' è pari a 66,97 dollari, per il miglioramento da pescabile a balenabile è pari a 23,21 dollari. | Desvousges W.H., Smith V.K., Fisher A., (1987) 'Option Price Estimates for Water Quality Improvements: A Contingent Valuation Study for the Monongahela River' in <i>Journal of Environmental Economics and Management</i> , 14, pp. 248-267. |
| Acque fluviali | Valori di uso: Funzione ricreativa | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | Studio secondario che impiega delle stime effettuate in USA sull'impatto della salinità sugli impieghi domestici di acqua. Le spese difensive sono usate in combinazione con l'approccio Dose-Risposta. Lo scopo è stimare i potenziali benefici economici derivanti dalla riduzione della salinità delle acque del fiume Murray (Adelaide, Australia). Le stime di origine sono modificate in base alla differenza nei sali totali disciolti, disponibilità ed usi dell'acqua. È stata stabilita una relazione lineare fra aumento della salinità ed impatto domestico. I costi medi relativi all'aumento della salinità di 100 mg/litro per famiglia per anno (dovuti a acquisto di prodotti per la depurazione, filtri per acqua domestica, dispositivi per l'acqua calda, all'adeguamento dell'impianto idraulico, degli apparecchi del sistema regolatore dell'acqua e del sistema fognario) hanno un costo totale complessivo pari a 25,28 dollari (AS 2002). | Blesing N.V., Tuffley J. R., (1977) <i>Study of Potential Economic Benefits from Reduction in Salinity of River Murray Water</i> . AMDEL Report No. 1179. |
| | Immissione di sostanze inquinanti | | È uno studio primario che si rifà alla stima delle spese difensive: si effettua una stima dei costi indiretti dell'acqua per uso civile nella zona intorno ad Adelaide (Australia). Nello specifico: l'aumento di 100 mg/l di salinità porta ad un aumento dei costi per famiglia per anno pari a 51,7 dollari, AS 2002. (per tubature domestiche, sistema di riscaldamento acqua, filtri per acqua domestica, saponi e detersivi). | Lawrence C.H., (1975) 'Estimating Indirect Cost of Urban Water Use' in <i>Journal of the Environmental Engineering Division Proceedings of the American Society of Civil Engineers</i> , 101 (EE4), pp. 517-533. |
| Acque fluviali | Valori di uso: Funzioni di domanda (usi domestici) | Tipologia: studio secondario Metodo: spese difensive e equazione dose-risposta | | |
| | Salinità | | | |
| Acque fluviali | Valori di uso: Funzioni di domanda (usi domestici) | Tipologia: studio primario Metodo: spese difensive | | |

| | | | | |
|---|---|---|---|--|
| Acque marino-costiere | Valori di uso: Funzione ricreativa | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | È stata valutata la disponibilità a pagare perché le acque della spiaggia di Great Yarmouth (UK) soddisfino i limiti Comunitari (EU) per la balneazione e perché le acque della spiaggia di Lowestoft (UK) non vadano al di sotto di tali limiti. La percezione del rischio per la salute sono variabili esplicative significative e variano sensibilmente a seconda che si tratti di turisti, residenti, ecc. La disponibilità a pagare perché le acque della spiaggia di Great Yarmouth soddisfino i limiti Comunitari (EU) per la balneazione è pari a 30,84 dollari (A\$ 2002) per persona per anno; la disponibilità a pagare perché le acque della spiaggia di Lowestoft non vadano al di sotto di tali limiti è pari a 34,94 dollari per persona per anno. | Georgiou S., Langford I.H., Bateman I.J., Turner R.K., (1998) 'Determinants of individual's willingness to pay for perceived reductions in environmental health risk: a case study of bathing water quality' in <i>Environment and Planning A</i> , 30, pp. 577-594. |
| Acque marino-costiere e laghi | Valori di uso: funzioni ricreative | Tipologia: studio primario Metodo: costo del viaggio | Usando il metodo del costo del viaggio è stato stimato il valore dei miglioramenti della qualità dell'acqua per usi ricreativi (Boston, USA). In questo studio primario, è usato un modello di domanda per stimare i benefici derivanti da una migliore qualità dell'acqua nelle spiagge di Boston. Dei 30 siti presi in esame 8 spiagge erano lacustri e 22 marine. Dallo studio è emerso un valore pari a 59,11 dollari (A\$ 2002) per famiglia per stagione (per tutte le 30 spiagge) e 30,09 dollari per famiglia per stagione (per le spiagge site a Boston città). | Bockstael N.E., Hammemann W.M., Kling C.L., (1987) 'Estimating the Value of Water Quality Improvements in a Recreational Demand Framework' in <i>Water Resources Research</i> , 23, 5, pp. 951-960. |
| Acque marino-costiere e spiagge | Valori di uso: funzioni ricreative (spiaggia e attività collegate) | Tipologia: studio primario Metodo: costo del viaggio | Lo scopo di questo studio è dimostrare che uno sviluppo eccessivo di infrastrutture ed opere edilizie) sulle coste del North Carolina diminuisce la qualità delle spiagge ivi presenti. È stata effettuata un'indagine su 7 spiagge del North Carolina e la stima del surplus individuale al giorno va da 21 dollari (US\$ 2003) a 72 dollari (in una zona protetta), con valori intorno ai 43 dollari per spiagge con maggiore affluenza. | Bin O., Landry C.E., Ellis C.L., Vogelsong H., (2004) <i>Some Consumer Surplus Estimates for North Carolina Beaches</i> , Department of Economics, East Carolina University. |
| Acque fluviali, acque di transizione con zone umide associate | Valori di uso e di non-uso: funzioni ricreative, funzioni ecologiche e funzioni passive | Tipologia: studio secondario Metodo: spese difensive, costo del viaggio, valutazione contingente | Ricorrendo al <i>benefit transfer</i> , sono state stimate: funzioni ecologiche, utilizzando stime di spese evitate (relative al controllo dell'erosione e delle piene, al trattamento delle acque e alla riduzione della sedimentazione), le funzioni ricreative e passive, utilizzando costo del viaggio e valutazione contingente. Sono stati ottenuti valori, per ettaro per anno, pari a 195 dollari (Can\$ 2001) per il Grand River Watershed (Ontario), 65 per Upper Assiniboine River Basin (Saskatchewan e Manitoba), 126 per Mill River Watershed (Prince Edward Island) fino ad arrivare al Lower Fraser Valley (British Columbia) con una stima complessiva di centinaia di migliaia di dollari. | Olewiler N., (2004) <i>The Value of Natural Capital in Settled Areas of Canada</i> , Ducks Unlimited Canada and the Nature Conservancy of Canada. |

| | | | | |
|---|---|---|--|---|
| Acque marino-costiere e spiagge | Valori di uso e di non-uso: funzioni ricreative e funzioni ecologiche | Tipologia: studio primario Metodo: costo del viaggio e valutazione contingente | Gli autori hanno formulato dei modelli di stima in cui il numero di viaggi e la massima disponibilità a pagare, in termini di aumento di spese relative al viaggio, sono funzione di: costi del viaggio, esistenza di siti alternativi, attività ricreative praticate, qualità delle acque e dei coralli, ecc.. Per Florida Keys (USA) è stata stimato un surplus pari a 481 dollari (Can\$ 1996) per persona come media annuale. Lo studio comprende tre indagini su campioni di piccole dimensioni in diverse aree geografiche del Regno Unito con riferimento a specie ittiche diverse con funzioni diverse. A Teifi (nel Galles) sono stati somministrati 400 questionari in merito a specie ittiche oggetto di pesca ricreativa. La disponibilità a pagare media a persona a viaggio ammonta a 7,50 sterline (UK£ 2001). Dei salmonidi che popolano il Tamigi sono stati stimati, grazie a 200 interviste telefoniche, i valori di non-uso, che, per famiglia, per anno, sono pari a 2,40 sterline. Infine per l'area di Leeds, sulla base di 360 questionari postali, è stata stimata la disponibilità a pagare media a persona a viaggio in 1,80 sterline. I valori complessivi per usi ricreativi vanno da 110.000 (per Teifi) a 260.000 sterline per Leeds; per i valori di non-uso sono pari a circa 12 milioni di sterline (Tamigi). | <p>Park T., Bowker J.M., Leeworthy V.R., (2002) 'Valuing Snorkeling Visits to the Florida Keys with Stated and Revealed Preference Models' in <i>Journal of Environmental Management</i>, 65, 3, pp. 301-312.</p> <p>Peirson G., Tingley D., Spurgeon J., Radford A., (2001) 'Economic Evaluation of Inland Fisheries in England and Wales' in <i>Fisheries Management and Ecology</i>, 8, pp. 415-424.</p> |
| Acque fluviali e fauna ittica | Valori di uso: funzioni ricreative (pesca) Valori di non-uso: funzioni di opzione e lascito | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | Utilizzando il metodo edonimetrico, gli autori hanno stimato l'attrattiva delle zone umide in Multnomah County (Oregon, USA). La funzione di prezzo edonico è stata strutturata in modo tale da far dipendere il prezzo di vendita di una proprietà anche dalle caratteristiche delle zone circostanti, fra cui la presenza di zone umide. È stato stimato che il prezzo di vendita tende a salire di 24,37 dollari (US\$ 1994) per ogni acro di aumento della zona umida più vicina; e che il prezzo di vendita tende a salire di 436,17 dollari per ogni 1.000 piedi di diminuzione della distanza dalla zona umida più prossima. | Mahan B.L., Polasky P., Adams R. M., (2000) 'Valuing Urban Wetlands: A Property Price Approach' in <i>Land Economics</i> , 76, 1, pp. 100-113. |
| Acque di transizione con zone umide associate | Valori di non-uso: funzioni passive | Tipologia: studio primario Metodo: metodo edonimetrico | Tre studi di valutazione contingente ed uno studio edonimetrico sono stati effettuati per stimare la disponibilità a pagare delle famiglie per una migliore qualità dell'acqua. I valori stimati a pagare per famiglia per anno vanno da 10,69 a 17,24 sterline (UK£ 1996). Il surplus medio annuo da pesca ricreativa su tratti in cui il flusso idrico è migliore va da 26 a 71 sterline per pescatore. Dagli studi di valutazione condotti su 7 fiumi in merito ai valori di uso e di non-uso si ottiene una valore complessivo che va da circa 16 milioni a 26 milioni per fiume. | ERM Economics e Willis K., Garrod G., (1997) <i>Economic Appraisal of the Environmental Costs and Benefits of Potential Solutions to Alleviate Low Flows in Rivers: Phase 2 Study</i> , ERM Economics, London, and CREAM, University of Newcastle. |
| Acque fluviali e fauna ittica | Valori di uso: funzioni ricreative e funzioni ecologiche Valori di non-uso: funzioni passive | Tipologia: studio primario Metodo: metodo edonimetrico e valutazione contingente | | |

| | | | | |
|---|---|--|--|---|
| Acque superficiali e acque sotterranee | Valori di uso: funzioni di produzione, funzioni di domanda e funzioni ricreative | Tipologia: studio primario e secondario Metodo: prezzi di mercato, costo del viaggio e valutazione contingente. | Nella regione delle Black Hills (che include parte del Dakota e parte del Wyoming) sono state stimate tre funzioni con tre metodi diversi. Per quello che riguarda la funzione produttiva, i benefici ricavati dalle colture agricole irrigue sono stimati (a prezzi di mercato) complessivamente in 5,6 milioni di dollari (US\$ 1994), per un valore medio ad ettaro pari a 55 dollari. Le funzioni ricreative relative alla presenza di corpi idrici sono stimate (con costo del viaggio) in circa 9,4 milioni, per un valore medio a visita pari a 20 dollari. Gli usi civili di acqua da parte delle famiglie sono stati stimati attraverso <i>benefit transfer</i> da uno studio di valutazione contingente. Il valore complessivo stimato è di circa 5,8 milioni, per un valore medio mensile per famiglia pari a 26 dollari. | Piper S., (1997) 'Regional Impacts and Benefits of Water-Based Activities: An Application in the Black Hills Region of South Dakota and Wyoming' in <i>Impact Assessment</i> , 15, pp. 335-359. |
| Acque fluviali, acque sotterranee, fauna | Valori di uso: funzioni di potabilità, funzioni ecologiche Valori di non-uso: funzioni passive | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | L'indagine ha comportato l'invio di 3070 questionari postali (risposta 70%) alle famiglie residenti nel Grand River Watershed (Ontario, Canada). È stata stimata la disponibilità a pagare media per famiglia al mese: per rimediare a gravi problemi di inquinamento dell'acqua (4,56 dollari, Can\$ 1994), per correggere problemi quali il cattivo odore o il gusto (3,59 dollari), per compensare i proprietari nella restrizione dell'acqua nel lungo termine (3,32 dollari), per mantenere la qualità dei parchi ed aree protette esistenti (1,69 dollari), per la creazione e manutenzione di un nuovo parco (2,31 dollari), per compensare i proprietari delle restrizioni imposte per proteggere la fauna selvatica (2,27 dollari). È stata inoltre stimata la disponibilità, media per famiglia al mese, ad accettare un indennizzo per la minore qualità dell'acqua (2,13 dollari). | Brox J.A., Kumar R.C., Stollery K.R., (1996) 'Willingness To Pay for Water Quality and Supply Enhancements in the Grand River Watershed' in <i>Canadian Water Resources Journal</i> , 21, 3, pp. 275-288. |
| Acque di transizione e zone umide associate | Valori di non uso: funzioni passive Conversione habitat per usi antropici | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | Sulla base di un questionario postale inviato a 3.600 famiglie in South Carolina, l'autore ha stimato la disponibilità a pagare per famiglia al fine di preservare dalla distruzione 2500 acri di zone umide nella Francis Beidler Forest. Per stimare correttamente la disponibilità a pagare è stata fatta, fra l'altro, una distinzione in base alla tipologia di zona umida valutata (pianure alluvionali, bassipiani di latifoglie, paludi, ecc.). Il valore netto stimato su un campione di famiglie del South Carolina è di 1.500 dollari ad acro (US\$ 1992) (per un totale di 3,7 milioni di dollari per 2.500 acri). | Beran, L.J., (1995) <i>Measuring the Economic Benefits of the Provision of Nonmarket Goods: Freshwater Wetlands in South Carolina</i> , Dissertation, Clemson University. |

⁹ La restrizione si riferisce ad eventuali misure da realizzare per poter migliorare la qualità dell'acqua.

| | | | | |
|-------------------------------|--|---|---|--|
| Acque marino-costiere e fauna | Valori di uso: funzioni ricreative Valori di non-uso: funzioni passive Contaminazione da PCB e DDT | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | L'indagine è basata su 2.810 interviste in cui veniva chiesto di votare a favore o contro un programma che accorciasse i tempi di bonifica dell'area Southern California Bight. Tale programma avrebbe ridotto i tempi di ripristino del numero di individui delle quattro specie maggiormente a rischio (<i>kefp bass</i> , <i>white coraker</i> , aquila codabianca e falco pellegrino) da 50 a 5 anni. Si valuta quindi la disponibilità a pagare in merito ai mancati benefici trasfitori per famiglia, ottenendo un valore pari a 55,61 dollari (US\$ 1994). | Carson R.T., Hanemann W.M., Kopp R.J., Krosnick J.A., Mitchell R.C., Presser S., Ruud P.A., Smith V.K., (1994) <i>Prospective Interim Lost Use Value due to DDT and PCB Contamination in the Southern California Bight</i> , Report to the National Oceanic and Atmospheric Administration, produced by Natural Resources Damage Assessment, Inc., La Jolla, CA. |
| Acque fluviali | Funzioni ricreative (pesca) Costruzione di una diga | Tipologia: studio primario Metodo: costo del viaggio | In seguito alla costruzione di una diga per il controllo dei flussi idrici, gli autori hanno valutato la perdita di valore dell'Upper Oldman River Basin (Alberta, Canada) dal punto di vista ricreativo per la perdita di habitat idonei alla vita dei pesci. Alcuni degli attributi che influiscono sulla scelta del sito di pesca sono la quantità potenziale del pescato, l'accessibilità e le dimensioni del sito. Il valore della diminuzione della qualità della pesca ricreativa va complessivamente dai 30.545 ai 96.239 dollari (Can\$) all'anno, a seconda delle specificazione del modello ¹⁰ . Sono stati usati saggi di sconto del 5% e del 10%. | Watson D., Adamowicz W.L., Boxall P.C., (1993) <i>An Economic Analysis of Recreational Fishing and Environmental Quality Changes in the Upper Oldman River Basin</i> , Department of Rural Economy Project Report 93-01, University of Alberta. |
| Acque fluviali | Valori di uso: funzioni ricreative e funzioni ecologico-paesaggistiche | Tipologia: studio primario Metodo: costo del viaggio e valutazione contingente | Gli autori stimano il valore di un'area (Hassayampa River Reserve, Arizona, USA) in cui sono presenti specie rare utilizzando due metodi. Con il costo del viaggio, avendo come variabile dipendente il numero di visitatori, e come variabile indipendente il costo, la distanza, l'età ed il reddito, si è giunti a stimare un surplus medio per individuo pari a 97 dollari (US\$ 1990). Con la valutazione contingente, la disponibilità a pagare media dei consumatori per una migliore qualità dell'acqua è pari a 65 dollari. | Crandall K.B., Colby B.G., Rait K.A., (1992) 'Valuing Riparian Areas: A Southwestern Case Study' in <i>Rivers</i> , 3, 2, pp. 88-98. |
| Acque lacustri | Valori di uso: funzione ricreativa Eutrofizzazione | Tipologia: studio primario Metodo: costo del viaggio | Gli autori, sulla base del costo del viaggio, hanno stimato il valore del Lago Tutira (Nuova Zelanda), con superficie pari a 174 ettari. Si tratta di un piccolo lago di grande richiamo turistico. Il valore di uso ricreativo del lago è stimato in 266.675 dollari (A\$ 2002). | Harris B.S., Meister A.D., (1983) 'The Use of Recreation Analysis in Resource Management: A Case Study' in <i>Journal of Environmental Economics and Management</i> , 16, pp. 117-124. |

¹⁰ Gli autori hanno impostato diversi modelli, includendo in alcuni il valore del tempo impiegato nel viaggio.

| | | | | |
|---|---|---|---|--|
| Acque di transizione con zone umide associate e fauna | Valori di uso: funzioni ricreative | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | Lo studio è stato condotto ai fini di stimare il valore del Cowichan Estuary (Vancouver Island, Canada). Lo studio di valutazione contingente valuta valori ricreativi quali pesca (55 dollari, US\$ 1989, per visita), caccia (19 dollari per visita), bird-watching (15 dollari per visita) valori paesaggistici (41 dollari per visita); i valori complessivi sono stimati pari, a livello locale, a 681.500 dollari all'anno. È stato calcolato che il valore complessivo attuale netto (con un saggio di sconto dell'8%) riferito all'intera area è di circa 16 milioni. | Ferguson A., Holman G., Kristritz R., (1989) <i>Wetlands are not Evaluation Methods to the Cowichan Estuary, British Columbia</i> , Sustainable Development Branch, Canadian Wildlife Service and Wildlife Habitat Canada. |
| Acque fluviali e specie ittiche autoctone | Valori di uso: funzioni ricreative (pesca) | Tipologia: studio primario Metodo: costo del viaggio | Il modello che stima il surplus del consumatore fa dipendere la domanda ricreativa relativa al fiume Tar-Pamlico (North Carolina, USA) da prezzo di accesso, reddito e qualità attesa. In base alla variazione percentuale della qualità dell'acqua, e quindi dell' idoneità dell'habitat alla vita dei pesci, viene stimata la variazione del surplus per viaggio e poi aggregata in valori annuali. Per variazioni del 10% si stima una variazione di 14 dollari (US\$ 1990) per viaggio e 283 dollari all'anno; per il 25%: 34 dollari a viaggio e 303 dollari all'anno; per il 50%: 73 dollari a viaggio e 392 dollari all'anno. | Whitehead J.C., (1991) 'Benefits of Quality Changes in Recreational Fishing: A Single-site Travel Cost Approach' in <i>Journal of Environmental Systems</i> , 21, 4, pp. 357-364. |
| Acque fluviali | Valori di uso: funzioni di domanda, funzioni ecologiche e paesaggistiche Inquinamento, destabilizzazione dovute alle attività estrattive | Tipologia: studio primario Metodo: costi di ripristino e valutazione contingente | I danni provocati dalle attività minerarie nei pressi del bacino di North Folk in Appalachia (Kentucky, USA) sono stati stimati prevalentemente sulla base dei costi di ripristino, per quello che riguarda le funzioni ecologiche (qualità delle acque, presenza specie faunistiche, contenimento piene, ecc.); è stata usata la valutazione contingente per stimare i valori paesaggistici. In merito a questa ultima stima, a seconda che si consideri il valore attribuito a livello regionale o da una popolazione residente su un'area più estesa, l'ammontare del danno reclamabile per tutta l'area (1.600 miglia quadrate) è stimato da 3.556 milioni a 58.995 milioni di dollari (US\$ 1976). | Randall A., Grunewald O., Johnson S., Ausness R., Pagoulatos A., (1978) 'Reclaiming Coal Surface Mines in the Central Appalachia: a case study of the benefits and costs' in <i>Land Economics</i> , 54, pp. 472-489. |
| Acque fluviali lacustri e fauna ittica | Valori di uso: qualità dell'acqua e pesca Emissioni di zolfo | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | I corpi idrici di acqua dolce, nel sud della Norvegia, sono minacciati dalle crescenti immissioni di zolfo. L'autore ha stimato la disponibilità a pagare delle famiglie per programmi di riduzione delle immissioni (del 30%, del 50% o del 70%). I valori ottenuti sono pari a 74,59 dollari (A\$ 2002) per famiglia all'anno, e 113.369.330 dollari per l'intera popolazione norvegese all'anno. | Navrud S., (1989) 'Estimating Social Benefits of Environmental Improvements from Reduced Acid Depositions: A Contingent Valuation Survey' in Folmer H. e van Ierland E. (eds) <i>Valuation Methods and Policy Making in Environmental Economics</i> , Elsevier, Amsterdam, pp. 69-102. |

| | | | | |
|---------------|--|---|---|---|
| Suolo | Valori di uso e non-uso Contaminazione da metalli pesanti | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | Sulla base di interviste telefoniche, è stata stimata da disponibilità a pagare degli abitanti di tre contee di Corpus Christi (Texas, USA), per acquistare casa in un'area in cui è stata rilevata contaminazione da metalli pesanti. Il campione non informato della contaminazione è disposto a pagare in media per un'abitazione 39.429 dollari (US\$ 1997), mentre il campione informato della contaminazione (e successiva bonifica) è disposto a pagare 28.347 dollari. La perdita di valore media di un immobile dovuta alla contaminazione è quindi pari a circa 11.000 dollari. | Jenkins-Smith H.C., Silva C.L., Berrens R.P., Bohara A., (2002) 'Information Disclosure Requirements and the Effect of Soil Contamination on Property Values' in <i>Journal of Environmental Planning and Management</i> , 45, 3, pp. 323-339. |
| Suolo | Valori di uso: funzioni produttive e qualità del suolo Erosione del suolo | Tipologia: studio primario Metodo: prezzi di mercato e equazione dose-risposta | Utilizzando il supporto di sistemi informativi geografici, gli autori hanno stimato la perdita annuale di suolo (in tonnellate) e le tonnellate per ettaro per anno perse in riferimento a settori agricoli specifici. Sono state sviluppate delle carte tematiche in cui è riportata la relazione fra aumento dell'erosione e perdita della produttività. Applicando prezzi di mercato correnti (1989/90) si arriva a stimare una perdita netta per ettaro pari a 5,72 dollari (A\$ 2002) e totale pari a 28.245.222 dollari. | Mallavaarachchi T., Young M., Walker P., Smyth B., (1994) <i>Economic Assessment of Land Management Options: A GIS-based Natural Resource Accounting Approach, in Procedures for Economic Assessment of Management Options for Dryland Salinity</i> , L WRRDC Occasional Paper No. 06/94. |
| Suolo e flora | Valori di uso e di non-uso: funzioni ecologiche e funzioni passive Invasione di insetti alloctoni ed inquinamento atmosferico | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | Gli autori, sulla base di questionari spediti per posta, valutano la disponibilità a pagare individuale per una foresta di abeti sulle Southern Appalachian Mountains, presso Asheville (North Carolina, USA). La disponibilità a pagare (mediana) è di 18,17 dollari per il tratto vicino alle strade ed ai sentieri, e di 28,49 dollari per tutto l'ecosistema. Riguardo a questo ultimo valore, gli autori hanno inoltre disaggregato quanto attribuibile alle funzioni di uso (3,70 dollari), a quelle di lascito (8,55 dollari) e a quelle di esistenza (16,24 dollari). | Kramer R.A., Holmes T.P., Haefele M., (2003) <i>Contingent Valuation of Forest Ecosystem Protection</i> in Erin O., Sills K.L., <i>Forests in a Market Economy</i> , Kluwer Academic Publishers, Netherlands. |
| Suolo e flora | Valori di uso: funzioni ricreative e funzioni ecologiche Valori di non-uso: funzioni passive Attività di taglio della biomassa forestale | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | Sulla base di un'indagine telefonica è stata stimata la disponibilità a pagare per una serie di funzioni (da più attività ricreative alla protezione di specie a rischio di estinzione, al controllo dell'erosione e stabilità del suolo, ai servizi paesaggistici) per sospendere le attività di taglio nelle Blanchard Mountains (Washington, USA). I valori stimati per individuo vanno da 0 a 500 dollari (US\$ 2001) con una media di 89,29 dollari. | Cedar River Group, Mundy Associates LLC e Beyers W.B., (2002) <i>Evaluation of Blanchard Mountain: Social, Ecological, and Financial Values</i> , Washington State Natural Resource Department. |

| | | | | |
|---------------|--|---|---|---|
| Suolo e flora | Valori di uso: funzioni ricreative attribuite alla foresta | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | L'autore ha indagato, attraverso un questionario postale, la disponibilità a pagare individuale per tutti gli usi ricreativi relativi alle risorse forestali. È stato ipotizzato, come mezzo di pagamento, un permesso annuale di accesso illimitato valido per tutte le foreste danesi. Il valore individuale medio ottenuto è pari a 128 corone, che, moltiplicato per la popolazione danese di età fra i 15-76 anni, porta ad un valore di circa 500 milioni. Se a questo valore si aggiunge un valore dimezzato (64 corone) moltiplicato per il numero di bambini ed anziani si arriva ad un totale di 600 milioni. Gli autori utilizzano le potenzialità dei sistemi informativi geografici per attribuire ad ogni cella della mappa digitale relativa al <i>Rito Bravo Conservation Area</i> (Belize) un valore economico sulla base delle caratteristiche del suolo, della vegetazione, della presenza turistica, ecc. Le funzioni stimate vanno dagli usi diretti relativi alla fruizione delle risorse non legnose (piante officinali, materiale genetico, ecc.) al turismo. Gli usi indiretti comprendono le funzioni di protezione idrogeologica, l'assorbimento del carbonio, la conservazione del suolo. Le funzioni di esistenza sono determinate dalle donazioni effettuate all'interno del <i>Programme for Belize</i> allo scopo di mantenere inalterati biodiversità ed ecosistemi per il futuro. I valori ottenuti per cella (50 metri) vanno da 43,36 a più di 2.000 dollari (US\$ 1994). | Dubgaard A., (1998) 'Economic Valuation of Recreational Benefits from Danish Forests' in Dabbert S., Dubgaard A., Slangen L., Whitby M. <i>The Economics of Landscape and Wildlife Conservation</i> , Oxon, UK, CAB International. Eade J.D.O., Moran D., (1996) 'Spatial Economic Valuation: Benefits Transfer Using Geographical Information System' in <i>Journal of Environmental Management</i> , 48, pp. 97-110. |
| Suolo e flora | Valori di uso e di non uso | Tipologia: studio secondario Metodo: vari | Questo studio è stato condotto in diverse regioni (9 gruppi) all'interno dei 50 stati negli USA. Il metodo del costo del viaggio è stato usato per stimare il surplus del consumatore per gite in gruppo, per gite individuali, e per persona al giorno. È stata stilata una classifica piuttosto dettagliata delle varie attività ricreative nelle 9 regioni identificate. I valori più bassi sono quelli relativi al campeggio nella regione 8 (in cui rientrano gli stati sud-orientali degli USA): da 1,13 a 3,94 dollari (US\$ 1986); i valori più alti sono quelli relativi alle escursioni nella regione 6 (in cui rientrano gli stati nord-occidentali degli USA che affacciano sul Pacifico): da 35,19 a 36,49 dollari. | McCollum D., Peterson G., Arnold J., Markstrom D., Hellerstein D., (1990) <i>The Net Economic Value of Recreation on the National Forests: Twelve Types of Primary Activity Trips Across Nine Forest Regions</i> , Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Forest Service, U.S. Dept. of Agriculture, Research Paper RM-289. |
| Suolo e flora | Valori di uso: funzioni ricreative attribuite alla foresta | Tipologia: studio primario Metodo: costo del viaggio | Valutazione degli impatti negativi sul paesaggio di impianti di energia eolica. Sulla base di 488 interviste, gli autori hanno stimato, tramite 24 combinazioni utilizzando sia <i>conjoint analysis</i> (CA) che <i>contingent ranking</i> (CR), la disponibilità a pagare marginale di individui selezionati casualmente a Zaragoza (Spagna). Le stime medie annue sono: impatto sul paesaggio collinare - 3.580 pesetas (CA) e 3.062 (CR); impatto su flora e fauna - 6.290 pesetas (CA) e 3.978 (CR); impatto sul paesaggio in genere - 6.161 pesetas (CA) e 3.378 pesetas (CR). | Alvarez-Farizo B., Hanley N., (2002) 'Using Conjoint Analysis to Quantify Public Preferences over the Environmental Impacts of Wind Farms: An Example From Spain' in <i>Energy Policy</i> , 30, pp. 107-116. |

| | | | | |
|---------------------------|---|---|---|--|
| Suolo (paesaggio) e fauna | Valori di non-uso: funzioni passive Pressione antropica dovuta a turismo | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | Con una serie di interviste telefoniche a 434 individui a Auckland (Nuova Zelanda), è stata stimata la disponibilità a pagare per un fondo Little Barrier Island. La disponibilità a pagare media (in US\$) per famiglia è stata stimata in 37,31 dollari (scelta dicotomica) e 31,06 dollari (risposta aperta); la stima aggregata è pari a 8,97 milioni (scelta dicotomica) e 5,6 milioni (risposta aperta). | Mortimer R., Sharp B., Craig J., (1996) 'Assessing the Conservation Value of New Zealand's Offshore Islands' in <i>Conservation Biology</i> , 10, 1, pp. 25-29. |
| Flora: specie arboree | Valori di uso: funzioni ricreative Valori di non-uso: funzioni di opzione, esistenza e lascito | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | Gli autori hanno stimato la disponibilità a pagare per la qualità delle foreste, site in 11 tratti prescelti sulle Montagne Rocciose in Colorado (USA), partendo da un livello corrente (1983) di una densità di 100-125 esemplari per acre. In seguito all'attuazione di un programma di protezione, la densità aumenterebbe a 125-175/acre, altrimenti si scenderebbe a 0-50/acre. La media annuale stimata per famiglia è pari a 13 dollari, US\$ 1983, (funzioni ricreative), 10 dollari (funzione di opzione), 10 dollari (funzione di esistenza), 14 dollari (funzione di lascito), per un totale complessivo di quasi 680 milioni. | Walsh R.G., Bjornbaek R.D., Aiken R.A., Rosenthal D.H., (1990) 'Estimating the Public Benefits of Protecting Forest Quality' in <i>Journal of Environmental Management</i> , 30, 2, 175-189. |
| Fauna | Valori di uso: funzione ricreativa (caccia) Aumento della concentrazione di altre specie che minacciano la fauna autoctona | Tipologia: studio secondario Metodo: costo del viaggio e prezzi di mercato | Gli autori intendono stimare come varia il valore ricreativo attribuito alla presenza sul territorio (Whiskey Peak in Wyoming) di un certo numero di specie (alci, armenti, cervi e antilopi) in relazione all'aumento degli esemplari di un'altra specie (cavalli selvaggi). Si tratta di specie in competizione per habitat e foraggio, per cui l'aumento di cavalli selvaggi implica la diminuzione, in termini di costo-opportunità, del valore ricreativo dell'area, dovuto alla caccia. I valori monetari per le specie autoctone sono adattati da uno studio di Sorg e Loomis del 1984 in cui veniva usato il metodo del costo del viaggio, le variazioni della domanda per la caccia ricreativa sono state riprese da uno studio di Hansen del 1977, per gli armenti e le attività legate al pascolo si è ricorso ai prezzi di mercato ed a studi di Torrell (1985) e Crane (1994). I valori monetari del costo-opportunità perso con l'aumentare del numero di cavalli selvaggi vanno da 11.189 (128 cavalli) a 164.323 (241 cavalli) dollari (US\$ 1982). | Bastian C.T., Van Tassel L.W., Cotton A.C., Smith M.A., (1997) <i>Opportunity Costs of Wild Horses: An Allotment Case Study In Wyoming</i> , Paper presentato al 1997 Annual Meeting of the Western Agricultural Economics Association. Reno/Sparks, Nevada. |
| Fauna selvatica | Valori di non-uso: funzione di esistenza | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | Sulla base di una serie di interviste (191) e questionari postali (453), l'autore ha stimato la disponibilità a pagare per valori di non-uso attribuiti a mammiferi di grandi dimensioni (orso nero, bisonte, alce, ecc.) che popolano il <i>Riding Mountain National Park</i> (Manitoba, Canada). I valori monetari riferiti alla disponibilità a pagare all'anno individuale sono: 122 dollari (Can\$ 1993) per i turisti e 235 per i residenti. | Beusaert D.M., (1995) <i>The Non-Consumptive Values of Wildlife in the Riding Mountain Area</i> , Dissertation, The University of Manitoba. |

| | | | | |
|----------------------------------|---|---|---|---|
| Specie ittiche e fauna selvatica | Valori di uso: funzioni ricreative (pesca e avvistamento di specie autoctone) | Tipologia: studio primario Metodo: costo del viaggio e valutazione contingente | Il numero totale di visitatori all'anno, per sei aree naturalistiche della Pennsylvania (USA) monitorate, è stato stimato grazie al metodo del costo del viaggio espresso in funzione di: spesa giornaliera per turista, distanza, esistenza di siti alternativi, reddito familiare, specie selvatiche avvistabili, specie ittiche pescabili. Per alcune aree si è ricorso alla valutazione contingente, soprattutto in relazione alla fauna selvatica. I valori stimati giornalieri per visitatore, relativi alla pesca ricreativa, vanno da 16,10 a 44,50 dollari (US\$ 1988); i valori giornalieri per visitatore, relativi all'avvistamento di specie faunistiche, vanno da 3,57 a 20,43 dollari. | Shafer E.L., Carlone R., Guldin R.W., Cordell H.K., (1993) 'Economic Amenity Values of Wildlife: Six Case Studies of Pennsylvania' in <i>Environmental Management</i> , 17, 2, pp. 669-682. |
| Specie ittiche e fauna selvatica | Valori di uso e non-uso (particolare enfasi per i valori di esistenza) | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | L'indagine è stata condotta attraverso una serie di questionari postali. È stata stimata la disponibilità a pagare, da parte delle famiglie del Wisconsin, per proteggere l'aquila di mare 'testabianca' e il <i>striped shiner</i> (<i>Luxilus chrysocephalus</i>). Il veicolo di pagamento prescelto è rappresentato da una quota associativa ad un fondazione dedicata alla protezione e conservazione di queste specie, altrimenti in pericolo di estinzione. La disponibilità a pagare media per l'aquila è distinta in valori totali e valori di esistenza: amanti del <i>bird-watching</i> - valore totale 41,42 dollari (US\$ 1985), valore di esistenza 27,28 dollari; non amanti del <i>bird-watching</i> - valore totale 15,24 dollari, valore di esistenza 21,7 dollari. La disponibilità a pagare media per lo il <i>striped shiner</i> è pari a 4,98 dollari. | Boyle K. J., Bishop R.C., (1987) 'Valuing Wildlife in Benefit-Cost Analyses: A Case Study Involving Endangered Species' in <i>Water Resources Research</i> , 23, 5, pp. 943-950. |
| Fauna: mammiferi marini | Valori di non-uso: funzioni ecologiche e passive | Tipologia: studio primario Metodo: valutazione contingente | Sulla base di un questionario postale, è stata stimata la disponibilità a pagare da parte delle famiglie californiane per prevenire la riduzione degli esemplari di mammiferi marini (rispetto ai livelli del 1984). È calcolata la disponibilità a pagare media annuale per balene (23,95 dollari, US\$ 1984), delfini (17,73 dollari) lontre (20,75 dollari) ed elefanti marini (18,29 dollari). Ognuna di queste stime incorpora valori di esistenza e di opzione che l'autrice ha disaggregato. | Hageman R., (1985) <i>Valuing Marine Mammal Populations: Benefit Valuations in a Multi-species Ecosystem</i> , National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Center, La Jolla, California. |

Tabella A3.4 - Rassegna casi DARP-NOAA (in US\$)

| RISORSA | FUNZIONE | DESCRIZIONE DANNO | STIMA DEI COSTI DI RIPRISTINO E/O SURROGAZIONE ¹¹ |
|---|--|---|--|
| Acque di transizione con zone umide associate, fauna autoctona | Valori di uso e di non-uso: funzioni ecologiche | Nel canale Arthur Kill (fra gli stati di New York e del New Jersey), fra il 1 e 2 gennaio 1990, una tubatura che correva lungo il canale si è rotta provocando lo sversamento di più di 567.000 galloni di carburante ad uso domestico. Le paludi sono state contaminate, una ingente quantità di fauna ittica è stata colpita così come specie ornitologiche di questo habitat. | <p>Dal Consent Decree (1991) si stabilisce che la Exxon Corporation deve pagare:</p> <ul style="list-style-type: none"> — all'approvazione del documento 1.500.000 dollari di cui 250.000 alla città di Elizabeth e 200.000 alla città di New York per le spese di primo intervento — un anno dopo 3.000.000 di cui 300.000 direttamente alla città di Elizabeth per miglioramenti nell'area parco che affaccia sui corpi idrici contaminati — due anni dopo 3.000.000 e nei 3 anni successivi 833.333 <p>Tali fondi (ove non esplicitamente indicato) dovranno essere utilizzati per: acquistare aree atte a ripristinare i servizi ambientali compromessi, affrontare i lavori di ripristino delle aree contaminate nonché quelli necessari per adattare le aree acquisite, effettuare degli studi ad hoc sugli habitat ripristinati e costituiti.</p> |
| Acque marino-costiere, acque superficiali, suolo, flora e fauna | <p>Sversamento petrolio da oleodotto</p> <p>Valori di uso e di non-uso: usi civili, funzioni ricreative, funzioni ecologiche</p> | <p>In New Bedford Harbor (Buzzards Bay, Massachusetts) fra gli anni '40 e gli anni '70, aziende che fabbricavano materiali elettrici hanno scaricato nella baia rifiuti contenenti PCB¹⁹⁴ ed altri metalli pesanti tossici. 18.000 acri di sedimenti marini sono stati altamente contaminati. Questo ha comportato una perdita di biodiversità marina, di attività ricreative, una diminuzione del valore della proprietà e ridotte opportunità per lo sviluppo dell'area.</p> | <p>Dal Piano di Ripristino:</p> <ul style="list-style-type: none"> — si ritiene utile intervenire in zone umide e paludi deteriorate in modo tale da supportare l'incremento biologico di altre risorse naturali ad esse collegate (come pesci, molluschi ed uccelli): si ripristina la palude salmastra Padanaram (6,5 acri), ad un costo di 15.897dollari solo per l'implementazione del progetto e quella di Nonquitt (60 acri), ad un costo di 186.400 dollari — si intende rilanciare l'area per quel che riguarda gli usi ricreativi: il Taber Park, realizzazione di un parco - al costo di 2.000.000 dollari circa- il parco marino ricreativo Riverside Park Belleville (5 acri) - al costo di 35.000 dollari — per ciò che riguarda gli interventi specifici sulla qualità della risorsa acqua: costruzione di un canale sotterraneo all'interno della barriera protettiva per gli uragani per incrementare il ricambio di acqua e quindi la possibilità di rigenerazione delle risorse contaminate - costo indeterminato — le proposte prescelte per il ripristino degli habitat sono quelle che influiscono direttamente sugli habitat danneggiati: ripristino degli habitat della zosteria marina attraverso la registrazione, monitoraggio ed eventuale intervento sulle condizioni della zosteria marina là dove necessario- al costo di 400.000 dollari - acquisto di un'area di particolare valore naturalistico a Scomicut Neck (160 acri) a fini di conservazione - al costo di 380.000 dollari |

¹¹ Nella schematizzazione dei casi che segue nel *consent decree* sono riportate le cifre che la parte colpevole del danno deve versare alle parti pubbliche interessate (si tratta in genere dei *trustees* cui spetta l'organizzazione ed implementazione del piano di ripristino). A volte è esplicitamente riportata la quota da destinare al ripristino. Essa rappresenta sempre un valore inferiore al risarcimento complessivo in quanto questo ultimo comprende anche costi di primo intervento, costi di valutazione del danno, spese legali e così via. I valori riportati sono in genere espressi al netto degli interessi.

| | | | |
|---|--|--|--|
| | Sversamenti protratti nel tempo di sostanze pericolose | | <ul style="list-style-type: none"> - la fauna selvatica è stata pesantemente danneggiata dalla contaminazione di PCB, si ritiene utile intervenire attraverso il ripristino e gestione dell'area danneggiata per quello che riguarda i molluschi (425.000 dollari), il ripopolamento di una particolare specie ittica danneggiata (600.000 dollari) - ripristino delle specie protette, monitoraggio ed avvio studi per analizzare gli effetti del PCB sulle uova deposte (886.000 dollari) - studi analitici: uso storico dell'ambiente di Bedford Harbor prima delle contaminazioni (49.208 dollari), studi specifici sulle zone umide di Bedford Harbor (35.000 dollari), rapporto sanitario sulla contaminazione dei molluschi (95.974 dollari), analisi tessuti Alewife (3.000 dollari), pianificazione di un Master Plan per lo sviluppo economico ed ambientale dell'area New Bedford/Fairhaven Harbor (50.000 dollari) |
| Acque marino-costiere, spiagge, acque di transizione con zona umida collegata e fauna | Valori di uso: funzioni ricreative e funzioni ecologiche | Nei pressi della spiaggia di Moonstone (Rhode Island), il 19 gennaio 1996, la petroliera North Cape ha sversato 828.000 galloni di petrolio in un'area prossima ad un'area protetta. I danni riguardano fauna terrestre e marina nonché usi ricreativi | <p>Dal Consent decree (2000) risulta che devono essere pagati:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 7.8milioni di dollari (cui vanno sommati gli interessi) al NRDAR (fondo destinato alle azioni di ripristino) - 3.914.940 dollari al NOAA - 358.474 dollari al DOI (Dipartimento degli Interni) - 250.000 dollari al RIDEM (Dipartimento Gestione dell'Ambiente di Rhode Island) <p>Uso dei fondi dal North Cape Oil Spill Restoration Account:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 800.000 dollari per supervisionare l'implementazione del progetto relativo al ripristino delle aragoste e per monitorarne i risultati - 1.500.000 dollari per il ripristino dei molluschi: si intende infatti impiantare 10.2 milioni di quahogs nella Baia di Narragansett e alcune lagune costiere - 1.600.000 dollari per l'acquisto di aree prossime alle lagune salmastre di Rhode Island per ridurre gli impatti ecologici dei futuri sviluppi urbanistico/rurali sulle risorse da proteggere - 3.000.000 dollari per i progetti di ripopolamento delle strolaghe intervenendo nella fase relativa alla nidificazione - 700.000 dollari per il ripristino di altre specie faunistiche - 400.000 dollari per la supervisione dei progetti (tranne quelli relativi al ripristino delle aragoste) |

| | | | |
|---|--|---|--|
| Acque marino-costiere, spiagge, acque di transizione con zone umide collegate | Valori di uso: funzioni ecologiche Sversamento di petrolio da petroliera | A Marcus Hook (Pennsylvania), il 24 giugno 1989, il M/V Presidente Rivera ha sversato circa 250.000 galloni di petrolio. Le zone umide e la linea costiera sono state inquisite per un tratto di circa 29 miglia. | Nel Consent Decree è deliberato un risarcimento di 2.650.000 dollari. I progetti di ripristino selezionati si rifanno al Consent Decree (1995) e sono amministrati dall'Ufficio Danni alle Risorse Naturali (ONRD) del New Jersey. Essi sono: - acquisizione di terra nelle aree costiere della zona di drenaggio Alloways Creek e ripristino di paludi danneggiate; stima ipotizzata per le operazioni di acquisizione e lavori di ripristino della palude 800.000 dollari - ripristino e valorizzazione del Fort Mott Pier: approssimativamente 1.000.000 dollari |
| Acque marino-costiere e fauna ittica | Valori di uso e non-uso: funzioni di domanda e funzioni ecologiche Sversamento di sostanze pericolose | Il 3 gennaio 1992, La nave da carico M/V Santa Clara ha sversato, nei pressi di Cape May (New Jersey), un'ingente quantità di trissido di arsenico durante una tempesta. A scopo cautelativo è stato imposto il divieto di pesca. | Costi di ripristino: 192.612 dollari Non esiste un consent decree ma solo un'ingiunzione del 1994. Non c'è documentazione tecnica consultabile. |
| Acque marino-costiere, spiagge, acque di transizione con zone umide collegate e fauna | Valori di uso: funzioni ecologiche Sversamento di petrolio da petroliera | Il 23 giugno 1989, la World Prodigy ha sversato nella Baia di Narragansett (Rhode Island) 290.000 galloni di carburante, provocando ingenti danni alla fauna ittica su un'area di estensione pari a 123 miglia quadrate di acque marine e lungo la linea costiera. | Azioni e costi di ripristino (dal Piano di Ripristino, 1996): - miglioramento habitat favorevole alla diffusione delle aragoste attraverso la formazione di appositi 'scogli' (lobster reef): 270.000 dollari - miglioramento dell'habitat favorevole alla fauna ittica attraverso l'impianto di zosterina marina sul fondo marino: 100.000 dollari - ripristino di un sistema paludoso salmastro a Sachuest Point per migliorare le specie ittiche (compresi i crostacei) di estuario: 80.000 dollari - costuire delle zone strettamente protette in cui far sviluppare tutti quegli organismi favorevoli a ristabilire lo stock di crostacei esistente prima dell'incidente: 75.000 dollari - fondi per la supervisione, amministrazione dei progetti (cui vanno aggiunti: 42.299 dollari per rischi ed imprevisti) |
| Acque superficiali e fauna ittica | Funzioni di uso e di non-uso: funzioni di domanda e funzioni ecologiche Contaminazione da sostanze pericolose | Nel Bacino Panther Creek (Idaho) a causa dell'estrazione mineraria della Blackbird Mine, iniziata a partire dal 1800, con picchi negli anni '40 e '50, c'è stato il rilascio di rame ed altre sostanze pericolose che hanno provocato la moria di una specifica varietà di salmone e il deterioramento dell'habitat atto all'esistenza delle trote. | Dal Consent Decree è deliberato un risarcimento di 2.500.000 dollari (consent decree, prima versione 1995, integrazione del 1998). Dalla documentazione consultabile sono estraibili i costi relativi all'impianto di un vivaio per il reintegro delle specie danneggiate. I costi sono suddivisi in: - costi capitali: ampliamento del vivaio già esistente: 161.234 dollari - permessi, opere ingegneristiche, progettazione ed amministrazione (attualizzati al 15%): 24.185 dollari - costi di gestione (includono trasporto, monitoraggio, rischi ed imprevisti stimati al 30% dei costi totali): 835.374 dollari |

| | | | |
|--|---|---|--|
| <p>Acque marino costiere e acque fluviali</p> | <p>Valori di uso e di non-uso: funzioni ecologiche</p> <p>Rilascio sostanze pericolose</p> | <p>Il maggiore distretto commerciale di Seattle si trova in una posizione decisamente critica nella Baia di Elliott (Washington), a sua volta punto nevralgico per l'immissione delle acque nel fiume Duwamish. Nel corso degli anni '70 ed '80 c'è stato il maggiore livello di emissione.</p> | <p>Dal Consent Decree (1991 e 1999): 2.000.000 per le spese del panel control e 3.000.000 per le operazioni di pianificazione e costi iniziali; per finanziare il ripristino:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Ripristino sedimenti: 12.000.000 - Sviluppo habitat: 5.000.000 - Controllo fonti: 2.000.000. |
| <p>Acque marino-costiere, spiaggia, acque lacustri e fauna</p> | <p>Valori di uso: funzioni di domanda funzioni ecologiche</p> <p>Sversamento di petrolio (da nave da trasporto)</p> | <p>Il 26 novembre 1997, La nave M/V Kuroshima (che trasportava pesce surgelato) durante una tempesta si è staccata dal suo ancoraggio provocando la dispersione di 39000 galloni di carburante nei pressi dell'Isola Unalaska (Alaska). 3500 miglia di linea costiera oceanica e 1,6 miglia del lago di Summer Bay sono state contaminate, con conseguenze su fauna ittica, uccelli e vegetazione.</p> | <p>Dal consent decree (2002): spese di valutazione sostenute: 66.157 dollari; costi di ripristino: 653.017 dollari.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Rimozione dei predatori (volpi) sull'isola di Avatanak per favorire il ripopolamento delle specie ornitologiche danneggiate: 162.217 dollari - Studio di valutazione sul recupero della vegetazione danneggiata: 10.000 dollari - Reimpianto della vegetazione danneggiata: 10.000 dollari - Test aggiuntivi sui contaminanti (in relazione alla fauna ittica): 10.000 dollari - Formazione alla sicurezza alimentare (relativa ai prodotti ittici): 20.000 dollari - Controllo sedimenti in loco (area lacustre contaminata anche per effetti sui salmoni): 113.200 dollari - Reimpianto nell'area lacustre: 28.900 dollari - Numerazione salmoni e limnologia: 131.400 dollari - Miglioramento aree adibite ai campeggi: 59.500 dollari (usi ricreativi) - Formazione ed educazione ambientale: 55.000 dollari (usi ricreativi) - Ripulitura spiaggia: 52.800 dollari (usi ricreativi) |
| <p>Acque marino-costiere, flora e fauna</p> | <p>Valori di uso e di non-uso: funzioni ecologiche</p> <p>Sversamento di petrolio da collisione di navi</p> | <p>A 25 miglia nord-ovest da Cape Flattery (Washington), il 22 luglio 1991, c'è stata una collisione fra la nave da trasporto cinese Tuo Hai ed il peschereccio giapponese Tenyo Manu. Questa ultima, affondando, ha sversato 354.800 galloni di carburante (semi-grezzo) e 97.000 galloni di gasolio. La costa settentrionale dello stato ha subito i danni maggiori: si tratta di una zona protetta per il suo alto valore naturalistico e culturale.</p> | <p>Dal Consent Decree (1994):</p> <ul style="list-style-type: none"> - 2,4 milioni di dollari per azioni di primo intervento - 500.000 dollari per spese legali - 3 milioni di dollari per azioni di ripulitura delle coste, 340.028 dollari per costi di valutazione del danno - 5.159.972 dollari, cui andranno aggiunti gli interessi, per il ripristino delle risorse ambientali danneggiate |

| | | | |
|---|--|---|---|
| Acque marino-costiere e fauna marina | Valori di uso: funzioni ricreative e funzioni ecologiche Danni all'area marina protetta | Il giorno 11 novembre 1989, la nave da trasporto M V Elpis si è arenata in un'area marina protetta (Florida Keys National Marine Sanctuary) provocando gravi danni ai coralli ed agli altri organismi marini: 2.605 mq completamente distrutti e 468 mq parzialmente distrutti. | Dal documento legale riportato risulta che la parte imputata è condannata a pagare un totale di 2.375.000 dollari di cui 1.660.000 sono destinati ad azioni di ripristino, 100.000 dollari per i costi di primo intervento. La proposta di ripristino mira a ricostruire un fondale che emuli il più possibile le caratteristiche di quelli adiacenti in modo tale da favorire un attecchimento delle colonie di coralli. |
| Acque marino-costiere e fauna marina | Valori di uso: funzioni ricreative e funzioni ecologiche Danni alla barriera corallina | Il 24 luglio 1997, il container Fortuna Reefer (della compagnia Thaiandese Rama) si è arenato sulla barriera corallina che circonda l'isola di Mona (Puerto Rico). Il danno ha interessato 6,8 acri di barriera corallina. | Dal documento legale (1997) risulta che la parte imputata è condannata a pagare 1.250.000 dollari di cui i costi di ripristino ammontano a 1.050.000 dollari impiegati in progetti che mirano a ristabilire la struttura fisica della comunità corallina e ridurre al minimo la mortalità dei coralli danneggiati. |
| Acque marino-costiere e acque di transizione con zone umide collegate | Valori di uso: funzioni ecologiche Scoppio di un pozzo petrolifero | A causa di uno scoppio avvenuto il 29 settembre 1992 nella Baia di T'imbaler sono stati sversati in mare fra i 72.000 ed i 122.000 galloni di petrolio provocando danni per un raggio di 122 acri. I danni maggiori hanno riguardato le paludi. | Risulta che per i progetti di ripristino siano stati stanziati 7.000.000 con i quali si intende creare una palude per un'estensione di 21,7 acri, sul lato orientale dell'isola, che funga da habitat per la fauna e protegga da erosione e tempeste. Nei costi rientra anche il monitoraggio del progetto. |
| Acque marino-costiere e fauna marina | Valori di uso: funzioni ricreative e funzioni di domanda Danni all'area marina protetta | Il 25 ottobre 1989, la M.V. Alec Owen Maitland che trasportava petrolio, si è arenata nell'area protetta Florida Keys National Marine Sanctuary (Florida). 681 mq sono andati totalmente distrutti, 930 mq parzialmente distrutti. | Dal documento legale (1991) risulta che la parte imputata è condannata a pagare 1.450.000 dollari di cui i costi di ripristino ammontano a 1.080.000 utilizzati nelle azioni di: rimozione parti non consolidate, ricostruzione di habitat e rilievo tridimensionale, impianto di coralli e spugne, monitoraggio nel lungo termine del ripristino strutturale e biologico. |
| Acque marino-costiere, spiagge, fauna | Funzioni di uso: funzioni ricreative e funzioni ecologiche Sversamento di petrolio da petroliera | Il 7 Febbraio 1990, la petroliera American Trader ha sversato circa 400.000 galloni di petrolio grezzo nel tratto di oceano subito fuori Huntington (California). Il danno ha interessato 60 miglia quadrate di oceano e 14 miglia di spiaggia compromettendo specie ornamentiche ed usi ricreativi della spiaggia. | In un primo tempo si stabilisce una cifra pari a 3.894.246 dollari. Ci sono state attività di ripristino supportate con altri fondi da parte della compagnia petrolifera (per i fondali White Sea: 2.484 dollari; e per le attività ricreative: 16 milioni di dollari). A tutte queste cifre vanno sommati gli interessi. |

| | | | |
|---|--|---|---|
| <p>Acque marino-costiere, spiagge, acque di transizione con zone umide collegate, fauna</p> | <p>Valori di uso: funzioni di domanda e funzioni ecologiche</p> | <p>Dove: Baia di San Francisco (California) SW-R Quando: 28 ottobre 1996 Cosa: Il SS Cape Mchican ha riversato 96.000 galloni di petrolio semi-lavorato nella struttura del bacino di carenaggio e di questi 40.000 sono stati sversati nella baia. Il tutto è successo durante delle operazioni di manutenzione. I danni ambientali hanno riguardato: zone umide, linea costiera, specie ornitologiche ed ittiche, qualità dell'acqua, usi da parte dell'uomo.</p> | <p>Dal Consent Decree (1998) risulta che la parte responsabile deve pagare 7.756.646 dollari di cui 3.445.000 per i progetti di ripristino. Nel piano di ripristino l'allocazione dei fondi sulla base dei progetti presentati risulta la seguente:</p> <ul style="list-style-type: none"> - habitat zone umide: 400.000 dollari - habitat rocciosi e sabbiosi: 500.000 dollari - ripristino specie ornitologiche danneggiate: 800.000 dollari - specie ittiche danneggiate e qualità dell'acqua: 425.000 dollari - usi antropici compromessi: 1.030.000 dollari - progettazione delle azioni di ripristino: 470.000 dollari |
| <p>Acque marino-costiere, acque di transizione con zone umide associate</p> | <p>Valori di uso: funzioni ricreative e funzioni ecologiche</p> | <p>A Chalk Point/Swanson Creek (Maryland), il 7 aprile 2000, si è avuta una perdita di: 140.000 galloni di carburante da tubature sotterranee. 40 miglia di linea costiera sono state contaminate. I danni riguardano la fauna ittica dei corsi di acqua, le zone umide, la fauna selvatica dell'area, le comunità bentoniche.</p> | <p>Dal piano di ripristino le opere da realizzare sono:</p> <ul style="list-style-type: none"> - creazione di una palude e miglioramento della linea costiera in Washington Creek per porre rimedio ai danni provocati alla zona umida e favorire il ripopolamento di alcune specie di tartarughe danneggiate (961.900 dollari) - acquisizione e ripristino dell'habitat favorevole alla nidificazione del Ruddy Duck (589.900 dollari) - creazione ed impianto di un'area protetta (Oyster Reef Sanctuary) per favorire il ripopolamento di pesci e molluschi, comunità bentoniche, specie ornitologiche (705.200 dollari) - iniziative per stimolare l'afflusso di visitatori (facilitazioni canoa/kayak, pesca, gite in barca, sentieri escursionistici) e ripristino degli usi ricreativi (453.498 dollari) |
| <p>Acque marino-costiere, corsi di acqua superficiali</p> | <p>Valori di uso: funzioni produttive, funzioni ricreative e funzioni ecologiche</p> | <p>Il 14 maggio 1996, a Oahu (Hawaii), una perdita di petrolio causata dall'erosione delle tubature (Chevron), corrispondente a 6 bunker di carburante, si è immessa in un corso di acqua (Waiau Strema) poi sfociato in mare in Pearl Harbour. In seguito a ciò si è dovuto chiudere la zona non solo ai turisti ma anche al traffico marittimo: ogni attività ricreativa e commerciale (marittima e costiera) è stata sospesa.</p> | <p>Dal Consent Decree risulta che la Chevron deve pagare complessivamente 2.250.000 dollari di risarcimento. I costi di ripristino ammontano a 1.550.000 dollari di cui 1.350.000 per il ripristino delle risorse naturali e 200.000 per progetti ambientali supplementari. Nel Piano di Ripristino non sono indicati i costi delle azioni prescelte.</p> |

| | | | |
|--|--|--|--|
| Acque superficiali, suolo e fauna | Valori di uso: funzioni ecologiche | Dal 1860 al 1963 il giacimento di Iron Mountain (Shasta County, California) è stato sfruttato per estrarre ferro, oro, argento, zinco, rame e pirite. Lo scolo acido della miniera è defluito nei corsi di acqua, fino al fiume Sacramento. L'effetto più evidente di questa contaminazione consiste nell'alto e continuo tasso di decesso dei salmoni. | Nel Consent Decree (2000) è riportato che Aventis Cropscience USA Inc., Stauffer Mgmt Company e Atkemix Thirty-Seven Inc. devono pagare 18.718.091 dollari di cui 8.000.000 per le azioni di ripristino. Altri 2.711.000 dollari serviranno per rifondere i costi di ripulitura. Nel piano di ripristino non sono riportati in dettaglio i costi da intraprendere per ogni azione di ripristino prescelta. |
| | Emissione di sostanze pericolose da giacimento minerario abbandonato | | |
| Acque marino-costiere e acque superficiali | Valori di uso: funzioni ecologiche | Dalla fine del 1940 agli inizi del 1970 la Montrose Chemical Corporation ha rigettato in mare milioni di libbre di DDT e PCB. Gli effetti disastrosi di questa continua contaminazione sono evidenti nel Palos Verdes Shelf e attorno all'isola di Santa Catalina (Southern California Bight and Channel Islands, California). | Nel Consent Decree (2001) è riportato un ammontare pari a 140.200.000 dollari di cui 30.000.000 da usare per ripristinare le risorse naturali danneggiate ed una parte per ridurre i rischi da esposizione per persone ed animali. |
| | Sversamento di sostanze pericolose | | |
| Acque marino-costiere, spiagge e fauna | Valori di uso: funzioni ricreative e funzioni ecologiche | Il 24 agosto 1998 un tubo di collegamento fra la sede di terra della Tesoro Corporation ed un'imbarcazione ha riportato un grave incidente che ha provocato lo sversamento 420 galloni (secondo una stima iniziale poi riaggiornata a 4.914 galloni) nei pressi dell'isola di Oahu e Kauai. Il danno è stato rilevato prevalentemente negli habitat marini, costieri ed in relazione alle attività ricreative. | Nel Consent Decree (2001) è stabilito che la compagnia Tesoro debba pagare al governo la somma di 510.000 dollari per il ripristino e 55.000 dollari per progetti ambientali supplementari. Le alternative preferite stabilite nel piano di ripristino sono: |
| | Sversamento di petrolio da tubature | | <ul style="list-style-type: none"> - progetto di rimozione reti - controllo dei predatori nelle Colonie Newell's Shearwater - controllo dei predatori e miglioramento degli habitat nelle isole verso il mare aperto nell'Hawaii Seabird Sanctuary - estensione recinzione per protezione predatori del rifugio per la fauna selvatica a Kilauea Point a Kauai - ripulitura spiagge |

GLOSSARIO

Analisi costi-benefici: metodo per valutare la convenienza di un intervento basato sulla misura monetaria dei costi e dei benefici previsti.

Analisi costi-efficacia: metodo per valutare la convenienza di un intervento basato sulla misura monetaria dei costi da sostenere per ottenere un certo risultato.

Attualizzazione: operazione di matematica finanziaria per riportare ad uno stesso momento importi monetari (costi, ricavi, benefici) previsti in futuro.

Baseline: stato delle risorse danneggiate in assenza del danno.

Bene pubblico: bene fruito liberamente e gratuitamente dalla collettività, non necessariamente fornito dal settore pubblico.

Componenti del danno: costo delle azioni intraprese in seguito al danno e valore monetario delle funzioni pubbliche compromesse.

Conjoint choice analysis (metodo): metodo diretto di valutazione che ricava il valore di un bene ambientale dalle preferenze espresse comparativamente fra alternative ipotetiche.

Costo di ripristino: costi necessari per riportare la risorsa danneggiata alle condizioni iniziali, in assenza del danno.

Costo di surrogazione: costi necessari per sostituire la risorsa danneggiata e/o i suoi servizi.

Costo di viaggio (metodo di): metodo indiretto di valutazione economica di beni ambientali impiegato nella stima del valore d'uso di siti ricreativi e basato sull'analisi dei costi sostenuti dai visitatori.

Danni diretti: perdite di benessere derivati dalla compromissione della risorsa direttamente colpita.

Danni indiretti o secondari: perdite di benessere derivanti dalla compromissione della risorsa colpita in modo mediato o indiretto.

Disponibilità a pagare: massima quantità di moneta che un individuo è disposto a pagare per assicurarsi la disponibilità di un certo bene o per evitarne la perdita.

Disponibilità ad accettare una compensazione: minima quantità di moneta che un individuo è disposto ad accettare per sopportare un danno o per rinunciare ad un miglioramento.

Edonimetrico (metodo): metodo indiretto di valutazione economica di beni ambientali basato sulla rilevazione dell'effetto del bene ambientale sui valori immobiliari o sui salari.

Escludibilità: facoltà del detentore di un bene di escludere selettivamente gli individui dal suo godimento.

Esternalità: effetto positivo (beneficio) o negativo (costo) connesso con la produzione o il consumo di un bene da parte un soggetto che si ripercuote sul benessere di un altro soggetto senza che vi sia un equivalente corrispettivo monetario.

Fase permanente: orizzonte temporale successivo alla fase transitoria del danno e caratterizzato da effetti stabili o dal ritorno alle condizioni in assenza di danno.

Fase transitoria: intervallo di tempo che si origina con il fatto illecito, e si protrae fino alla fase permanente.

Funzione mediata: funzione svolta da una risorsa (es. acqua) nei confronti di altre (es. flora).

Indicatore: parametro o insieme di parametri chimici, fisici o biologici che misurano e caratterizzano lo stato di una risorsa.

Irreversibilità del danno: incapacità dell'ecosistema colpito di attivare meccanismi di reazione in grado di annullare gli effetti del danno.

Preferenze dichiarate: approccio di valutazione monetaria utilizzato per la stima del valore di beni ambientali privi di un mercato reale o non collegabili in alcun modo a beni di mercato, basato sulla simulazione di mercati ipotetici.

Preferenze imputate: approccio di valutazione monetaria che attribuisce un valore al bene ambientale indirettamente tramite l'osservazione di costi sostenuti (o da sostenere).

Preferenze rivelate: approccio di valutazione monetaria che stima indirettamente il valore di un bene ambientale a partire dal comportamento dei soggetti economici nei mercati reali.

Prezzo di mercato (metodo di): metodo di valutazione economica che impiega il prezzo di mercato come misura l'utilità prodotta dal bene oggetto di valutazione. Tale metodo può essere impiegato anche per valutare beni che non sono oggetto di mercato, ma per i quali è possibile stabilire una relazione di equivalenza con beni di mercato (valore di surrogazione o di costo).

Profilo temporale del danno: orizzonte temporale che comprende tutti i fenomeni connessi con il danno. Tale orizzonte temporale origina dall'avvio dell'illecito e, se il danno è pienamente reversibile e/o riparabile, termina nel momento in cui il bene danneggiato ritorna alle condizioni originarie. Se, invece, il danno genera dei mancati benefici o dei costi permanenti, l'orizzonte temporale è indefinito.

Profitto indebito: profitto conseguito dal responsabile del danno in conseguenza dell'atto illecito.

Reversibilità del danno: capacità dell'ecosistema di ristabilire, in modo stabile e definitivo, le condizioni previste in assenza dell'evento avverso.

Riparazione 'compensativa': qualsiasi azione intrapresa per compensare la perdita temporanea di risorse e/o servizi naturali fino alla completa riparazione primaria.

Riparazione 'complementare': qualsiasi azione di riparazione intrapresa per compensare un mancato ripristino completo delle risorse e/o dei servizi naturali danneggiati.

Riparazione 'primaria': qualsiasi misura di riparazione volta a riportare le risorse e/o i servizi naturali danneggiati alle condizioni originarie.

Ripristinabilità (riparabilità) della risorsa: possibilità di intervenire per ristabilire le condizioni originarie nella risorsa danneggiata; tale possibilità dipende dalle caratteristiche della risorsa, dal tipo di danno e dalle tecnologie disponibili.

Rivalità: caratteristica di un bene per il quale il suo consumo da parte di un individuo non è compatibile con il consumo da parte di un altro individuo.

Saggio sociale di sconto: saggio al quale devono essere scontati i valori futuri nell'ambito della valutazione del risarcimento.

Salubrità: stato della qualità delle risorse biotiche e abiotiche di un certo ambiente in funzione dell'impatto (misurato in termini di rischio) diretto o indiretto sulla salute umana.

Scala del danno: estensione degli effetti diretti ed indiretti del danno sul piano spaziale, temporale e settoriale.

Servizio pubblico: funzione svolta da una risorsa ambientale il cui accesso è libero e gratuito.

Spese difensive: spese sostenute dagli individui per contenere gli effetti diretti ed indiretti del danno ambientale.

Surrogazione ‘risorsa per risorsa’: sostituzione della risorsa danneggiata con un’altra capace di fornire la medesima utilità.

Surrogazione ‘servizio per servizio’: sostituzione dei servizi perduti con il danno ambientale con altri capaci di fornire la medesima utilità. La surrogazione ‘servizio per servizio’ si adotta quando la surrogazione ‘risorsa per risorsa’ non è possibile o non è in grado di ripristinare tutte le funzioni perdute con il danno.

Valore attuale: valore di una voce di costo o beneficio riportata al momento attuale tramite un’operazione di sconto.

Valore costante: valore a prezzi costanti, depurati dell’inflazione. E’ normalmente espresso rispetto ai prezzi di un certo anno, detto anno base.

Valore di esistenza: valore monetario attribuito ad un bene legato alla possibilità di preservare il bene stesso da una possibile distruzione a prescindere da qualsiasi utilità derivante dall’uso attuale o futuro, diretto o indiretto.

Valore di lascito: valore monetario dell’utilità generata dalla possibilità di assicurare la disponibilità di un certo bene per le generazioni future.

Valore di non-uso: si veda: valore passivo.

Valore di opzione: valore monetario dell’utilità prodotta dal mantenere la disponibilità di un certo bene per poterne fruire in futuro.

Valore di uso: valore monetario attribuito all’utilità percepita con l’uso diretto o indiretto di un bene.

Valore economico totale: valore monetario attribuito ad un bene ambientale derivante dall’apprezzamento da parte degli individui per motivi legati sia all’uso del bene (valore d’uso), sia indipendenti dall’uso (valore passivo).

Valore nominale: valore a prezzi correnti comprensivi dell’inflazione.

Valore passivo: valore monetario attribuito ad un bene ambientale indipendente dall’uso. È anche detto valore di non-uso.

Valore statistico della vita: valore attribuito alla prevenzione che si verifichi un evento mortale. Tale valore normalmente dipende dal livello di rischio iniziale, dell’intervallo temporale considerato e della qualità della vita.

Valutazione contingente (metodo): metodo diretto di valutazione dei beni ambientali basato su preferenze espresse direttamente dal consumatore con riferimento a situazioni ipotetiche.

Valutazione per via equitativa: approccio di valutazione del risarcimento per danno ambientale da utilizzare quando non è possibile una precisa quantificazione del danno; l’ammontare del risarcimento è determinato direttamente dal giudice in base alla gravità della colpa individuale, al costo di ripristino ed al profitto indebitamente conseguito dal responsabile.

Valutazione per via equivalente: approccio di valutazione che determina l’ammontare del risarcimento del danno sulla base dei costi di ripristino e/o surrogazione della risorsa ambientale colpita e, ove questo sia possibile, del valore delle perdite di benessere temporanee e/o permanenti, subite dagli individui.

Valutazione primaria: stima eseguita *ad hoc* nel contesto da considerare (danneggiato).

Valutazione secondaria (benefit transfer): stima ottenuta adattando al contesto in esame valutazioni primarie eseguite in altri siti.

BIBLIOGRAFIA

- Adamowicz W.L., Bhardwaj V., Macnab B., (1993) 'Experiments on the Difference between Willingness to Pay and Willingness to Accept' in *Land Economics*, 69, pp. 416-27.
- Adamowicz W.L., Louviere J., Williams M., (1994) 'Combining Revealed and States Preferences Methods for Valuing Environmental Amenities' in *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, pp. 271-292.
- Adger W.N., Brown B., Cervigini R., Moran D., (1995) *Towards Estimating Total Economic Value of Forests in Mexico*, working paper 94-21, CSERGE, University of East Anglie and University College London.
- Albani M., Romano D., (1998) 'Total Economic Value and Evaluation Techniques', in Bishop R.C., Romano D. (a cura di), *Environmental Resource valuation: Applications of the Contingent Valuation method in Italy*, Norwell, Kluwer Academic Publishers.
- Alberini A., (1995) 'Efficiency vs Bias of Willingness to Pay Estimates: Bivariate and Interval-Data Models' in *Journal of Environmental Economics and Management*, 29, pp. 169-80.
- Alberini A., Kanninen B., Carson R.T., (1997) 'Modeling Response Incentives in Dichotomous Choice Contingent Valuation Data' in *Land Economics*, 73, pp. 309-324.
- Alberini A., Longo A., Rosato P., Zanatta V., (2004) 'Il valore di non uso nell'analisi costi benefici della salvaguardia ambientale' in *Aestimum*, 43, pp. 1-24.
- Alfsen K.H., Bye T., Lorentsen L., (1987) *Natural Resource Accounting: the Norwegian experience 1978-1986*, Central Bureau of Statistics of Norway, Oslo, Norway.
- Alibrandi T., Ferri P., (1995) *I beni culturali e ambientali*, Giuffrè, Milano.
- Amigues J.P., Arnaud F., Bonnieux F., (2003) *Evaluation des Dommages dans la Domaine de l'Eau: Contribution à la Constitution d'une Base de Données Françaises*, INRA Report, Parigi.
- Arguedas C., Hamoudi H., (2004) 'Controlling Pollution with Relaxed Regulations' in *Journal of Regulatory Economics*, Kluwer Academic Publishers, 26, pp. 85-104.
- Armantier O., Treich N., (2004) 'Social Willingness to Pay, Mortality Risks and Contingent Valuation' in *The Journal of Risk and Uncertainty*, 29, 1, pp. 7-19.
- Arrow K., (1993) 'Criteria for Social Investment', in Dorfman R. e Dorfman N. (a cura di), *Economics of the Environment*, Selected Readings, Norton, New York.
- Arrow K.J., Solow R., Portney P.R., Learner E., Radner R., (1993) *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*, Federal Register, 58, 10, pp. 4602-4614.
- Arrow K., Cropper M.L., Eads G.C., Hahn R.W., Lave L.B., Noll R.G., Portney P.R., Russell M., Scmalensee R., Smith K.V., Stavins R.N., (1996) 'Is There a Role for Benefit-cost Analysis in Environmental Health and Safety Regulations?' in *Science*, pp. 272-276.
- Asian Development Bank, (1996) *Economic Evaluation of Environmental Impacts, a Workbook*, Office of Environment and Social Development, Manila, Philippines.
- Aunan K., Aaheim H.A., Seip H.M., (2000) *Reduced Damage to Health and Environment from Energy Saving in Hungary*, Washington IPCC-OECD Workshop, March 2000.
- Australian Nature Conservation Agency, Commission for National Parks IUCN, (1995) *Economic Assessment of Protected Areas: Guidelines for their Assessment*, Report, Melbourne, Australia.
- Bachman J.G., O'Malley P.M., (1984) 'Yea-Saying, Nay-Saying, and Going to Extremes: Black-White Differences in Response Styles' in *Public Opinion Quarterly*, 48, pp. 491-509.
- Barbier E.B., (1989) *Economic, Natural Resources Scarcity and Development: Conventional and Alternative Views*, Earthscan, London.
- Barbier E.B., (1998) 'Environmental Project Evaluation in Developing Countries: Valuing the Environment as Input' in *Note di Lavoro*, 86.98, FEEM, Milano.

- Barde J.P., Pearce D.W., (1993) *Valutare l'ambiente: Costi e Benefici della Politica ambientale*, Il Mulino, Bologna.
- Bartelmus P., Van-Tongeren I., Stahmer C., (1991) 'The Integrated System of Economic and Environmental Accounting. Framework for a SNA satellite system' in *The Review of Income and Wealth*, 37, 2.
- Bartelmus P., van-Tongeren I., (1994), *Environmental Accounting: an operational perspective*, UNSO, New York.
- Barton D.N., (1999) *The Quick, the Cheap and the Dirty Benefit Transfer Approaches to the Non-market Valuation of Coastal Water Quality in Costa Rica*, Doctor Scientiarum Theses, 34, Institutt for økonomi og samfunnsfag, Norges landbrughøgskole, Avhandling nr.1999:03.
- Bateman I.J., Turner R.K., (1993) 'Valuation of the environment methods and techniques: the contingent valuation method' in Turner R.K. (a cura di) *Sustainable Environmental Economics and Management. Principles and Practice*, Belhaven Press, London.
- Bateman I.J., Langford I.H., Jones A.P., Kerr G.N., (2001) 'Bound and path effects in double and triple bounded dichotomous choice contingent valuation' in *Resource and Energy Economics*, 23, pp. 191-213.
- Bateman I.J., Carson R.T., Brett D., Hanemann W.M., Hanley N., Hett T., Jones-Lee M., Loomes G., Mourato S., Özdemiroglu E., Pearce D., Sugden R., Swanson J., (2002) *Economic Valuation with Stated Preferences Techniques: A Manual*, Edward Elgar Publishing, Northhampton, MA.
- Bateman I.J., Brouwer R., Georgiou S., Hanley N., Machado F., Mourato S., Saunders C., (2005), 'A Natural Experiment Approach to Contingent Valuation of Private and Public UV Health Risk Reduction Strategies in Low and High Risk Countries' in *Environmental & Resource Economics*, 31, pp. 47-72.
- Baumol W.J., Oates W.E., (1988) *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University press, Cambridge.
- Ben-Akiva M., Lerman S., (1985) *Discrete Choice Analysis*, MIT Press, Cambridge, MA.
- Beattie J., Covey J., Dolan P., Hopkins L., Jones-Lee M., Loomes G., Pidgeon N., Robinson A., Spencer A., (1998), 'On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation: Part 1-Caveat Investigator' in *Journal of Risk and Uncertainty*, 17, pp. 17-25.
- Bergstrom J.C., (1990) 'Concepts and Measures of the Economic Value of Environmental Quality: A Review' in *Journal of Environmental Management*, 2.
- Berkowitz Z., Barnhart H.X., Kaye W.E., (2003) 'Factors associated with severity of injury resulting from acute releases of hazardous substances in the manufacturing industry' in *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 45, 7, pp. 734-742.
- Bator F.M.C., (1962) 'Anatomy of Market Failure' in *Quarterly Journal of Economics*, 72, pp. 351-379.
- Bishop R.C., Heberlein T.A., (1979) 'Measuring Values of Extra Market Goods: Are Indirect Measures Biased?' in *American Journal of Agricultural Economics*, 61, pp. 926-30.
- Bishop R.C., Welsh M.P., (1992) 'Existence Values in Benefit-Cost Analysis and Damage Assessment' in *Land Economics*, 68, pp. 405-417.
- Bishop R.C., Romano D. (a cura di), (1998) *Environmental Resource Valuation: Application of Contingent Valuation Method in Italy*, Kluwer Academic Publisher, Boston.
- Bishop R.C., William S.B., Jeffrey L.K., Robert R.D., Wytinck S.M., (2000) *Restoration Scaling Based on Total Value Equivalency: Green Bay Natural Resource Damage Assessment*, Final Report.
- Blamey R.K., Bennett J.W., Morrison M.D., (1999) 'Yea-Saying in Contingent Valuation Surveys' in *Land Economics*, 75, pp. 126-141.
- Bockstael N.E., McConnell K.E., Strand I.R. jr., (1991) *Recreation: Measuring the Demand for Environmental Quality*, North Holland, New York.

- Bonnieux F., Rainelli P., (2002) 'Évaluation des Dommages des Marée Noires: une Illustration à partir du Cas de l'Erika et des Pertes d'Agrément des Résidents' in *Économie et Statistique*, 357-358, pp. 173-187.
- Bosi P., (1996) *Corso di scienza delle finanze*, il Mulino, Bologna.
- Boulding K., (1966) 'The Economics of the Coming Spaceship Earth', in Jarret H. (a cura di) *Environmental Quality in a Growing Economy*, J. Hopkins University Press, Baltimore.
- Bove F., Shim Y., Zeitz. P., (2002) 'Drinking water contaminants and adverse pregnancy outcomes: A review' in *Environmental Health Perspectives*, 110, pp. 61-74.
- Boxall P.C., Adamowicz W.L., (1999) *Understanding Heterogeneous Preferences in Random Utility Models: The Use of Latent Class Analysis*, Staff Paper, Department of Rural Economy, Faculty of Agriculture, Forestry and Home Economics, University of Alberta, Canada.
- Boyd J., (2000) *A Market-Based Analysis of Financial Assurance Issue Associated with U.S. Natural Resource Damage Liability*, Resource for the Future, Washington D.C.
- Boyle K.J., Poor J., Taylor L.O., (1999) 'Estimating the Demand for Protecting Freshwater Lakes from Eutrophication' in *American Journal of Agricultural Economics*, 81, pp. 1118-1122.
- Bresso M., (1994) *Per un'Economia Ecologica*, Nuova Italia Scientifica, Roma.
- Brock W., Xepapadeas A., (2002) 'Biodiversity management under uncertainty: species selection and harvesting rules' in Kristrom B., Dasgupta P., Lofgren K.G. (a cura di), *Economic theory for the environment*, Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Brookshire D.S., Eubanks L.S., Randall A., (1983) 'Estimating Option Prices and Existence Values for Wildlife Resources' in *Land Economics*, 59, pp. 2-15.
- Brookshire D.S., (1992) *Issues regarding benefits transfer*, in *Benefits Transfer: Procedures, Problems, and Research Needs*, Association of Environmental and Resource Economists Workshop, Snowbird, Utah.
- Brosio G., (2003) *Economia e finanza pubblica*, Carocci Editore Roma.
- Brower R., Spaninks F.A., (1999) 'The Validity of Environment Benefit Transfer: Further Empirical Testing' in *Environmental and Resource Economics*, 14, 1, pp. 95-117.
- Brown W.G., Nawas F., (1973) 'Impact of Aggregation on the Estimation of Outdoor Recreation Demand Functions' in *American Journal of Agricultural Economics*, 55, pp. 246-249.
- Brown G.M., Congar R., Wilman E.A., (1983) 'Recreation, Tourists and Residents' in *Assessing the Social Costs of Oil Spills: the Amoco Cadiz Case Study*, US National Ocean Service, NOAA Report (NITS PB83-100536); Washington D.C..
- Brouwer R., (2000) 'Environmental value transfer: state of the art and future prospects' in *Ecological Economics*, 32, pp. 137-152.
- Buchanan M., Stubblebine W.C., (1962) 'Externality' in *Economica*, 29, pp. 371-384.
- Bullock C.H., Elston D.A., Chalmers A., (1998) 'An Application of Economic Choice Experiments to a Traditional Land Use – Deer Hunting and Landscape Change in the Scottish Highlands' in *Journal of Environmental Management*, 52, pp. 335-351.
- Callan S.J., Thomas J.M., (1996) *Environmental Economics and Management*, Irwin, p. 725.
- Cameron T.A., Quigging J., (1994) 'Estimation Using Contingent Valuation Data from a "Dichotomous Choice with Follow-up" Questionnaire' in *Journal of Environmental Economics and Management*, 27, pp. 218-234.
- Carbonari A., Mezzanotte M., (2000) *Tecniche naturalistiche nella sistemazione del territorio*, Provincia autonoma di Trento, Trento.
- Carlson G.A., Zilberman D., Miranowski J.A., (1993) *Agricultural and Environmental Resource Economics*, Oxford University Press, New York.
- Carson R.T., Wilks L., Imber D., (1994) 'Valuing the Preservation of Australia's Kakadu Conservation Zone' in *Oxford Economic Papers* 46(S), pp. 727-749.

- Carson R.T., Flores E., Martin K.M., Wright L., (1996a) 'Contingent valuation and revealed preference methodologies: comparing the estimates for quasi-public goods' in *Land Economics*, 72, pp. 80-90.
- Carson R.T., Hanemann M., Kopp R.J., Krosnick J.A., Mitchell R.C., Presser S., Ruud P.A., Smith K.V., (1996b) *Was the NOAA Panel Correct about Contingent Valuation?*, Discussion Paper 96-20, Resources for the Future.
- Carson R.T., Groves T., Machina M.J., (1999a) *Incentive and informational properties of preferences questions*, Working Paper, Department of Economics, University of California, San Diego.
- Carson R.T., Flores E., Mitchell R.C., (1999b) 'The Theory and Measurement of Passive Use Value' in Bateman, I.J., Willis K.G. (a cura di), *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EC, and Developing Countries*, Oxford, Oxford University Press.
- Carson R.T., (2000) 'Contingent Valuation: A User's Guide' in *Environmental Science & Technology*, 8, pp. 1413-1418.
- Carson R.T., Flores E., Meade N., (2001) 'Contingent Valuation: Controversies and Evidence' in *Environmental and Resource Economics*, 19, pp. 173-210.
- Carson R.T., Mitchell R.C., Hanemann M., Kopp R.J., Presser S., Ruud P.A., (2003) 'Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez Oil Spill' in *Environmental and Resource Economics*, 25, pp. 257-286.
- Carthy T., Chilton S., Covey J., Hopkins L., Jones-Lee M., Loomes G., Pidgeon N., Spencer A., (1999) 'On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation: Part 2-The CV/SG Chained Approach' in *Journal of Risk and Uncertainty*, 17, 3, pp. 187-213.
- Comunità Economica Europea, (1993) *CORINE Land Cover*, Guida Tecnica, CORINE Programme.
- Clarke C., (2000) *Update Comparative legal study*, EU Study contract n.2019197mar/b3. London.
- Chen C., (2003) 'Defining Existence Values of Environmental Resources' in *International Journal of Environmental Technology and Management*, Interscience Enterprise Ltd., 3, pp. 390-402.
- Clawson M., (1959) *Method for Measuring the Demand for, and Value of, Outdoor Recreation*, Resources for the Future, Rep. 10, Washington D.C.
- Coase R., (1960) 'The Problem of Social Cost' in *Journal of Law and Economics*, 3, 1, pp. 1-15.
- Cochrane H., (1993) 'La valutazione dei danni dovuti a disastri naturali e procurati dall'uomo', in Fusco Girard L. (a cura di) *Estimo ed economia ambientale: le nuove frontiere nel campo della valutazione*, Studi in onore di Carlo Forte, Franco Angeli, Milano.
- Colby M., (1990) *Environmental management in development: the evolution of paradigms*, World Bank, Washington D.C.
- Commissione delle Comunità Europee, (1993) *Il libro verde sul risarcimento dei danni all'ambiente*, Documenti CB-CO-93-147-IT-C, Bruxelles.
- Commissione Europea, (1994) *The European System for the Collection of Economic Information on the Environment*, SERIEE 1994 Version, Eurostat, Office of Official Publication, Luxembourg.
- Commissione Europea, DG XI, (1996) *Economics Aspects of Liability and Joint Compensation Systems for remedying Environmental damage*, vol. II, Topic Papers (3066), Bruxelles.
- Commissione Europea DG XII, (1998) *Green Accounting Research Project II*, rapporto finale, Bruxelles.
- Commissione delle Comunità Europee, (2000) *Libro Bianco: sulla responsabilità dei danni all'ambiente*, COM (2000) 66, Bruxelles.

- Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, (2001) *Study on the Valuation and Restoration of Damage to Natural Resources for the Purpose of Environmental Liability*, Final Report, MacAlister Elliott and Partners Ltd, London, EFTEC. B4-3040/2000/265781/MAR/B3, Bruxelles.
- Commissione Europea, (2004) *Environmental Accounting as a Sustainable Development Tool*, Doc.10071, 11 Febbraio 2004, Report, Bruxelles.
- Common M., Reid I., Blamey R., (1997) 'Do Existence Value for Cost benefit Analysis Exist?' in *Environmental and Resource Economics*, 9, pp. 225-238.
- Consiglio Europeo, (1979) Direttiva 79/409/CEE del Consiglio del 2 aprile 1979 e successive modificazioni, concernente la *Conservazione degli Uccelli Selvatici*, nota come Direttiva 'Uccelli'.
- Consiglio Europeo, (1992) Direttiva 92/43/CEE del Consiglio del 21 maggio 1992 - relativa alla *Conservazione degli Habitat Naturali e Seminaturali e della Flora e della Fauna Selvatiche*. GUCE 206 del 22 luglio 1992.
- Consiglio Europeo, (2003) Regolamento (CE) 807/2003 del Consiglio del 14 aprile 2003 recante adeguamento alla decisione 1999/468/CE delle *disposizioni relative ai comitati che assistono la Commissione nell'esercizio delle sue competenze di esecuzione previste negli atti del Consiglio adottati secondo la procedura di consultazione (unanimità)*, L 122/36 IT 16.5.2003 Gazzetta ufficiale dell'Unione Europea.
- Cooper J., Loomis J., (1992) 'Sensitivity of Willingness-to-Pay Estimates to Bid Design in Dichotomous Choice Contingent Valuation Models' in *Land Economics*, 68, pp. 211-224.
- Cooper J., Hanemann W.M., (1995) *Referendum Contingent Valuation Goods: An Assessment of the Contingent Valuation Method*, Rowman and Allenheld, Totowa.
- Costa D.L., Mathew K.E., (2004) 'Changes in the Value of Life, 1940-1980' in *Journal of Risk and Uncertainty*, 29, 2; pp. 159-180.
- Costanza R., D'Arge R., De Groot R., Fraber S., Grasso M., Hannon K.L., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Van den Belt M., (1997) 'The value of the world's ecosystem services and natural capital' in *Nature*, 6630, pp. 253-260.
- Culyer A.J., (1971) 'Merit Goods and the Welfare Economics of Coercion', in *Public Finance*, 4.
- Cummings R.G., Brookshire D.S., Walsh W.D., (1986) *Valuing Environmental Goods. An Assessment of the Contingent Valuation Method*, Rowman e Littlefield Publishers, Savage, Maryland.
- Cummings R.G., Harrison G.W., (1992) *Identifying and Measuring Non use Values for Natural and Environmental Resources: a critical Review of the State of the Art*, Final Report to the American Petroleum Institute, Mimeo.
- Cummings R.G., Harrison G.W., (1995) 'The Measurement and Decomposition of Non-use Values: a Critical Review' in *Environmental and Resource Economics*, 5, pp. 225-247.
- Danovaro R., (2001) *Recupero ambientale: tecnologie innovative, bioremediation e biotecnologie*, UTET, Torino.
- Deacon R.T., Brookshire D.S., Fisher A.C., Kneese A.V., Kolstad C.D., Scrogin D., Smith V.K., Ward M., Wilen J., (1998) 'Research Trend Opportunities in Environmental and Natural Resource Economics' in *Environmental and Resource Economics*, 11, pp. 383-397.
- De Carlo A., Robusto E., (1999) *Teorie e tecniche di campionamento nelle scienze sociali*, Led, Milano.
- DEFRA, (1999) *Estimating the value of environmental features*. Final report to the MAFF, Institute of Ecology and Resource Management, University of Edinburgh and Scottish Agricultural College Edinburgh.
- Defrancesco E., Merlo M., (1991) 'La regressione multipla strumento della stima per valori tipici', in *Genio Rurale*, 7/8.

- De Groot R.S., (1992) *Functions of Nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making*, Wolters-Noorhoff, Groningen.
- De Groot R.S., Wilson M., Boumans R.M.J., (2002) 'A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services' in *Ecological Economics*, 41, 1.
- DG Ambiente, Commissione Europea, *Recommended Interim Values for the Value of preventing a fatality in DG Environment Cost Benefit Analysis*, Mimeo, http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/others/recommended_interim_values.pdf.
- Denison E.F., (1979) *Accounting for Slower Economic Growth the United States in the 1970s*, The Brookings Institution, Washington D.C..
- Deserpa A.C., (1978) 'Congestion, Pollution and Impure Public Goods' in *Public Finance*, 1-2, pp. 68-83.
- Desvousges W.H., Johnson F.R.N., Spencer H.S., (1998) *Environmental analysis with limited information*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Desvousges W.H., Naughton M.C., Parsons G.R., (1992) 'Benefit transfer: conceptual problems in estimating water quality benefits using existing studies' in *Water Resources Research*, 28, 3, pp. 675-683.
- Di Bella I., Frascini P. (a cura di), (2003) *Metodo CLEAR: dalla contabilità alla politica ambientale*, Edizioni Ambiente, Milano.
- Di Cocco E., (1960) *La Valutazione dei Beni Economici*, Calderini, Bologna.
- Dogson J.S., Topham N., (1990) 'Valuing residential properties with a hedonic price method: a comparison with results of professional valuation' in *Housing Studies*, 5, pp. 209-213.
- Dorfman R., (1993) 'An Introduction to Benefit-cost Analysis', in Dorfman R., Dorfman N. (a cura di), *Economics of the Environment*, Selected Readings, Norton, New York.
- Dosi C., (2001) *Environmental values, valuation methods and natural disaster damage assessment*, United Nations, Santiago, Chile.
- Dupuit J., (1968) 'On the Measurement of the Utility of Public Works' in *Annales de Pontset Chausees*, 2nd Series, 8. Ristampa in inglese in Mundy D. (a cura di), *Transport: Selected Readings*, Penguin Book, Ltd, Harmondsworth.
- EEA, (2005) *EEA Core Set of Indicators. Guide*, EEA Technical Report, 1/2005.
- Eeckhoudt L.R., Hammitt J.K., (2001) 'Background Risks and the Value of Statistical Life' in *The Journal of Risk and Uncertainty*, 23, 3, pp. 261-279.
- EFTEC, (2002) *Populating the Environmental Valuation Reference Inventory: 40 European valuation studies*, Rapporto Finale inviato alla Commissione Europea, DG XI, Environment, Bruxelles.
- El Serafy S., (1989) 'The Proper Calculation of Income from Depletable Natural Resources' in *Environmental Accounting for Sustainable Development: selected papers from joint UNEP/World Bank workshops*, The World Bank.
- Famularo N., (1943) 'Della variabilità del valore con lo scopo della stima di un possibile sesto criterio di stima' in *Rivista del Catasto e dei Servizi Tecnici Erariali*, 3.
- Famularo N., (1960) 'Prescrizioni urbanistiche e valore degli immobili urbani' in *Rivista del Catasto e dei Servizi Tecnici Erariali*, 4.
- Ferro O., (1988) *Istituzioni di politica agraria*, Ed agricole, Bologna.
- Fisher A.C., Krutilla V., (1974) 'Resources Conservation, Environmental Preservation and the Rate of Discount' in *Quarterly Journal of Economics*, 88, 2.
- Flores E., Thatcher J., (2002) 'Money Who Needs It?: Natural Resource Damage Assessment' in *Contemporary Economics Policy*, 20, pp. 171-178.
- Frankhauser S., Tol R.S.J., Pearce D.W., (1997) 'The Aggregation of Climate Change Damages: A welfare Theoretic Approach' in *Environmental and Resource Economics*, 10, pp. 249-266.
- Frederick S., Lowenstein G., O'Donoghue T., (2002) 'Time discounting and time preference: a critical review' in *Journal of economic literature*, 15, pp. 351-401.

- Freeman A.M., (1979) *The Benefits of Environmental Improvement. Theory and Practice*, Resources for The Future, Washington D.C..
- Freeman A.M., (1993) *The Measurement of Environmental and Resources Value: Theory and Method*, Resources for the Future, Washington D.C..
- FORMEZ, (1993) *Economia dei beni culturali. Programmazione e valutazione dell'intervento pubblico per progetti*, Roma.
- Fusco Girard L., (1987) *Risorse architettoniche e culturali: valutazioni e strategie di conservazione*, Milano, F. Angeli.
- Fusco Girard L. (a cura di), (1993) *Estimo ed economia ambientale: le nuove frontiere nel campo della valutazione. Studi in onore di Carlo Forte*, Franco Angeli, Milano.
- Gallerani V., Zanni G., Viaggi D., (2004) *Trattato di estimo*, McGraw Hill, Milano.
- Garrod G., Willis K. G., (1999) *Economic valuation of the environment*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Gatto P., Merlo M., (1995) *La Remunerazione dei Beni e Servizi Ambientali - Ricreativi Offerti dalle Attività Agricolo-forestali: dall'intervento pubblico al mercato*, Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali, Università di Padova.
- Gatto P., (1988) 'La Valutazione Economica del Paesaggio Forestale e del Verde Urbano' in *Monti e Boschi*, 1, pp. 21-34.
- Georgescu-Roegen N., (1971) *The Entropy Law and the Economic Process*, Harvard-University Press, Cambridge (Mass.), 135.
- Georgescu-Roegen N., (1985) 'Economia e degradazione della materia' in *Economia e Ambiente*, 4, pp. 5-29.
- Gios G., Notaro S., (2001) *La valutazione economica dei beni ambientali: introduzione al metodo della valutazione contingente*, Cedam, Padova.
- Gollier C., (1999) *Time Horizon and the Discount Rate*, Mimeo, Université de Toulouse.
- Gollier C., (2002) 'Discounting au uncertain future' in *Journal of public economics*, 85, pp. 149-166.
- Gordon S.H., (1954) 'The Economic Theory of Common-Property Resource: The Fishery' in *The Journal of Political Economy*, 62, pp. 124-142.
- Graff Zivin J., Small A.A., (2003) 'Risk Sharing in Coasean Contracts' in *Journal of Environmental Economics and Management*, 45, pp. 394-415.
- Graves P.E., (1991) 'Aesthetics' in Braden J.B. and Kolstad C.D. (a cura di), *Measuring the Demand for Environmental Quality. Contributions to economic analysis*, 198. Amsterdam, North-Holland.
- Green P.E., Srinevasen V., (1990) 'Conjoint Analysis in marketing: new developments with implications for research and practices' in *Journal of Marketing*, 54, pp. 3-19.
- Gregersen H., Lundgren A., Kengen, S., Byron N., (1997) 'Measuring and capturing forest values issues for the decision-maker' in *Proceedings of the XI World Forestry Congress 13-22 October 1997*, Antalya, Turkey, 4, pp. 197-207.
- Gren I.M., (1993) 'Alternative nitrogen policies in the Mälär Region, Sweden', in *Ecological Economics*, 7, pp. 159-172.
- Gren I.M., Groth K.-H., Sylvén M., (1995) 'Economic value of Danube Floodplains' in *Journal of Environmental Management*, 45, pp. 333-345.
- Grillenzoni M., Grittani G., (1990) *Estimo*, Edagricole, Bologna.
- Grosclaude P., Soguel N., (1994) 'Valuing Damage to Historic Buildings Using a Contingent Market: a case study of road traffic externalities' in *Journal of Environmental Planning and Management*, 37, 3, pp. 279-87.
- Guariniello A., (1999) *Il Danno Ambientale nell'Ordinamento degli Stati Europei e negli Atti Paneuropei*, ANPA, Roma.
- Haab T., McConnell K., (2002) *Valuing Environmental and Natural Resources*, Edward Elgar Publishing Limited, Aldershot.
- Hanemann M.W., (1991) 'Willingness to pay and Willingness to accept: how much can they differ?' in *American Economic Review*, 81, pp. 635-647.

- Hanemann M.W., Loomis J.B., Kanninen B.J., (1991) 'Statistical efficiency of double-bounded dichotomous choice contingent valuation' in *American Journal of Agricultural Economics*, 73, pp. 1255-1263.
- Hanemann M.W., Loomis J.B., Kanninen B.J., (1996) *The Statistical Analysis of Discrete-Response CV Data*, Departement of Agricultural and Resource Economics, Division of Agriculture and Natural Resources, University of California at Berkeley, Working Paper 798.
- Hanemann W.M., (1997) *Final Conclusions Regarding Lost Recreational Damages Resulting from the American Trader Oil Spill*, Rapporto inviato a U.S Environmental Protection Agency, Washington, D.C..
- Hanley N., Spash C.L., (1993) *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Edward Elgar Publishing Limited, Aldershot.
- Hanley N., Shorgen J. F., White B., (1997) *Environmental Economics in Theory and Practice*, Macmillan Press Ltd.
- Hanley N., Wright R.E., Adamowicz V., (1998) 'Using Choice Experiments to Value the Environment' in *Environmental and Resource Economics*, 11, pp. 413-428.
- Hanley N., Mourato S., Wright R.E., (2001) 'Choice Modelling Approaches: A Superior Alternative for Environmental Valuation?' in *Journal of Economic Surveys*, 15, pp. 432-462.
- Hardin G., (1968) 'The Tragedy of the Commons' in *Science*, 162, pp. 1243-1248.
- Harrison G.W., Kriström B., (1996) 'On the Interpretation of Responses to Contingent Valuation Surveys' in Johansson P.O., Kriström B., Mäler K.G., *Current Issues in Environmental Economics*, Manchester, Manchester University Press.
- Haskoning, Royal Dutch Consulting Engineers and Architects, (1994) *Danube Integrated Environmental Study. Report phase I and 2*, Commission of the European Communities, Brussels, Belgio.
- Hausman J.A. (a cura di), (1993) *Contingent Valuation: a Critical Assessment*. Amsterdam, North-Holland.
- Hayes D.J., Shogren J.F., Youll Shin S., Kliebenstein J.B., (1995) 'Valuing Food Safety in Experimental Auction Markets' in *American Journal of Agricultural Economics*, 77, pp. 40-53.
- Hawkins K., (2003) *Economic Evaluation of Ecosystem Services*, working paper, University of Minnesota.
- Head J.G., (1968) 'On Merit Goods' in *Finanzarchiv*, 3.
- Herriges J.A., Kling C.L., (1999) *Valuing Recreation and the Environment: Revealed Preference Methods in Theory and Practice*, Edward Elgar Publishing, Aldershot, UK.
- Hicks J.R., (1968) *Valore e Capitale* (trad. italiana), U.T.E.T., Torino.
- H.M Treasury, (2003) *The green book, appraisal and evaluation in central government*, London.
- Horton D.K., Berkowitz Z., Kaye W.E., (2004) 'Surveillance of hazardous materials events in 17 states, 1993-2001: A report from the hazardous substances emergency events surveillance (HSEES) system' in *American Journal of Industrial Medicine*, 45, 6, pp. 539-548.
- Hotelling H., (1931) 'The Economics of Exhaustible Resources', in *Journal of Political Economy*, 39, pp. 198-209.
- Howarth R.B., (1995) 'Sustainability under Uncertainty. A Deontological Approach' in *Land Economics*, 66, pp. 1-11.
- Howe C., (1990) *Damage Handbook: a Uniform Framework and Measurement Guidelines for Damages from Natural and Related Man-made Hazards*, Draft report to the National Science Foundation.
- Huening R., (1989) 'Correcting national income for environmental losses: toward a practical solution' in Ahmad Y.J., Serafy S.E., Lutz E. (a cura di) *Environmental Account-*

- ting for Sustainable Development*, The International Bank for Reconstruction, Washington, D.C.
- Huhtala A., Samakovlis E., (2001) *Green Accounting, Air Pollution and Health*, working paper 82, NIER, Stoccolma.
- Hundloe T., McDonald G.T., Ware J., Wilks L., (1990) 'Cost-Benefit analysis and Environmental Impact Assessment' in *Environmental Impact Assessment Review*, 10, pp. 55-68.
- ISTAT, (2005) *Conti economici nazionali 1970-2004*, Roma.
- IUCN, The Nature Conservation, The World Bank, (2004) *How Much is an Ecosystem Worth? Assessing the economic value of conservation*, Report.
- Jevons H.A., (1871) *Theory of Political Economy*, London.
- Johansson P.O., (2002) 'On the Definition and Age-Dependency of Value of Statistical Life' in *The Journal of Risk and Uncertainty*, 25, 3, pp. 251-263.
- Johnson B.L., (1999) *Impact of hazardous waste on human health: hazard, health effects, equity, and communications issues*, Boca Raton Lewis Publishers.
- Jones G. E., Davies B., Hussian S., (2000) *Ecological economics*, Blackwell Science, Oxford.
- Juster T.F., Courant P.N., Dow G.K., (1981) 'A Theoretical Framework for the Measurement of Well-Being' in *The Review of Income and Wealth*, 1.
- Kanninen B.J., (1995) 'Bias in Discrete Response Contingent Valuation' in *Journal of Environmental Economics and Management*, 28, pp. 114-125.
- Kahneman D., Knetsch J.L., (1990) 'Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction' in *Journal of Environmental Economics and Management*, 22, pp. 57-70.
- Knapp W., (1991) *Economia e Ambiente*, Otium, Ancona.
- Kneese V., Ayres R.U., D'Arge R.C., (1970) *Economics and the Environment: A Materials Balance Approach*, Resource for the Future, John Hopkins, Washington D.C.
- Knetsch J.L., (1989) 'Environmental policy implications of disparities between willingness to pay and compensation demanded measures of value' in *Journal of Environmental Economics and Management*, 18, pp. 227-237.
- Kosz M., Brezina B., Madreiter T., (1992) *Kosten-Nutzen analyse ausgewählter varianten eines nationalparks Donau-Auen*, Institute für Finanzwissenschaft and Infrastrukturpolitik der Technischen Universität Wien, Austria.
- Krupnick A., Alberini A., (2000) 'Cost of Illness and WTP Estimates of the Benefits of Improved Air Quality: Evidence from Taiwan' in *Land Economics*, 76, 1, pp. 37-53.
- Krupnick A., Alberini A., Cropper M., Simon N., O'Brien B., Goeree E., Heintzelman M., (2002) 'Age, Health and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents' in *The Journal of Risk and Uncertainty*, 24, 2, pp. 161-186.
- Krutilla J., (1967) 'Conservation Reconsidered' in *American Economic Review*, 57, pp. 777-786.
- Kula E., (1997) *Time Discounting and Future Generations: the Harmful Effects of an Untrue Economic Theory*, Westport, CT, Quorum Books, London.
- Kumari K., (1995) 'Environmental and Economic Assessment of Forest Management Options: a case study in Malaysia' in *The World Bank. Environmental and Economics Series*, 26, The World Bank, Washington D.C.
- Lalive R., (2003) 'Did We Overestimate the Value of Health?' in *The Journal of Risk and Uncertainty*, 27, 2, pp. 171-193.
- Lancaster K.J., (1971) *Consumer Demand: a New Approach*, Columbia University Press, New York.
- Layman R.C., Boyce J.R., Criddle K.R., (1996) 'Economic Valuation of the Chinook Salmon Sport Fishery of Gulkana River, Alaska, under Current and Alternative Management Plans' in *Land Economics*, 72, 1, pp.113-128.

- Leigh, J.P., Folsom R.N., (1984), 'Estimates of the Value of Accident Avoidance at the Job Depend on the Concavity of the Equalizing Differences Curve' in *Quarterly Review of Economics and Business*, 24, 1, pp. 56-63.
- Leontieff W.W., (1936) Quantitative Input and Output Relations in the System of the United States, in *Review of Economics and Statistics*.
- Leontieff W. W., (1966) *Input Output Economics*, New York, Oxford University Press.
- Leschine T.M., Wellman K., Green T.H., (1997) , *The Economic value of Wetlands- Wetlands' Role in Flood Protection in Western Washington*, Washington State department of Ecology. Ecology Publication n.97-100.
- Lesourd J.B., Schilizzi S.G.M., (2001) *The Environment in Corporate Management. New Directions and Economic Insights*, Edward Elgar Publishing Ltd, Aldershot.
- Levaggi R., Capri S., (1999) *Economia Sanitaria*, Franco Angeli, Milano, p. 367.
- Liguoro R., Verilli A., (2000) *Dizionario di economia aziendale*, Edizioni Simone.
- Linestone H.A., (1973) 'On discounting the future', *Technological forecasting and social change*, 4, pp. 335-338.
- London Group, (2003) *Handbook of Integrated Environmental and Economic Accounting*, <http://www4.statca.ca/citygrp/london/londo.htm>
- Loomis J.B., (1992) 'The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer: benefit function transfer' in *Water Resources Research*, 28, 3, pp. 701-705.
- Lott J.R. Manning R.L., (2000) 'Have Changing Liability Rules Compensated Workers Twice for Occupational Hazards? Earnings Premiums and Cancer Risks' in *Journal of Legal Studies*, 29, pp. 99-130.
- Louviere J.J., (1988). 'Conjoint Analysis Modeling of Stated Preferences: A Review of Theory, Methods, Recent Developments, and External Validity' in *Journal of Transport Economics and Policy*, 22, pp. 93-119.
- Louviere J.J., Hensher D.A., Swait J.D., (2000) *Stated Choice Methods: Analysis and Applications*. New York, Cambridge university Press.
- Maddala G.S., (1992) *Introduction to Econometrics*, Macmillan Publishing Company, Houndmills, UK.
- Madriaga B., McConnell K.E., (1987) 'Exploring Existence Value' in *Water Resources Research*, 23, pp. 936-942.
- Markandya A., Pearce D., (1994) 'Natural Environments and the Social Rate of Discount' in *The Economics of Project Appraisal and the Environment*, Edward Elgar Publishing Ltd., Aldershot.
- Marshall A., (1959) *Principi di Economia Politica*, UTET, Torino.
- Martelli M., Pennisi G., (2000) *Le basi metodologiche della valutazione di programmi e di progetti nelle procedure dell'Unione Europea: Il programma operativo multiregionale per l'ambiente (POMA)*, Associazione Italiana di Valutazione AIV, Terzo congresso nazionale, Roma-Torino.
- Mathews K.E., Johnson F.R., Dunford R.W., Desvousges W.H., (1995) *The Potential Role of Conjoint Analysis in Natural Resource Damage Assessments*, TER Technical Working Paper No. G-9503, Triangle Economic Research.
- McConnell K.E., (1986) *The Damage to Recreational Activities from PCB's in New Bedford Harbor*, University of Maryland, AREC Department, Report prepared for the Ocean Assessment Division, NOAA, Washington D.C..
- McConnell K.E., (1990) 'Model for Referendum Data: The Structure of discrete choice Models for contingent Valuation' in *Journal of Environmental Economics and Management*, 1, pp. 19-35.
- McConnell K.E., (1993) 'Existence and Bequest Values', in Rowe R.D., Chestnut L. (a cura di) *Quality and Scenic Resources at National Parks and Wildlife Areas*, Boulder, Westview Press.
- McConnell K.E., Strand I.E., (1994) *The Economic Value of Mid and South Atlantic Sport-*

- fishig*, Vol. 2. Rapporto di Cooperative Agreement #CR-811043-01-0 fra University of Maryland, the U.S. Environmental Protection Agency, the National Marine Fisheries Service, and the National Oceanic and Atmospheric Administration University of Maryland, College Park.
- McKenna C., (1996) *Study of Civil Liability System for Remedying Environmental Damage*, Final report, Mitre House, London.
- McKenzie J., (1993) 'A comparison of contingent preference models' in *American Journal of Agricultural Economics*, 75, pp. 593-603.
- McKenzie J., (1996) 'Conjoint analysis of deer hunting' in *North Eastern Journal of Agricultural and Resource Economics*, 19, pp. 109-117.
- McLean R.A., Wendling P.R., Neergaard P.R., (1978) 'Compensating Wage Differentials for Hazardous Work: an Empirical Analysis' in *Quarterly Review of Economics and Finance*, 18, 3.
- Meadows D.H., (1972) *I limiti dello Sviluppo*, Club di Roma, Milano.
- Medici G., (1972) *Principi di Estimo*, Calderini, Bologna.
- Merlo M., Muraro G., (1988) 'L'economia del bosco come bene pubblico e privato. Finalità multiple ed ottima gestione forestale' in *Il bosco e l'ambiente, aspetti economici, giuridici ed estimativi*, Atti XVII incontro CeSET, Firenze.
- Merlo M., (1990) 'Sui criteri di stima delle esternalità', in *Genio Rurale*, 7/8, pp. 82-89.
- Merlo M., (1995) 'Dai Vincoli al Mercato: Strumenti Adottati nelle Politiche Agro-forestali-ambientali' in *Rivista di Politica Agraria*, 6, pp. 1-13.
- Michieli I., Michieli M., (2002) *Trattato di estimo*, Edagricole, Bologna.
- Mill J.S., (1983) *Principi di Economia Politica* (traduzione italiana), U.T.E.T., Torino.
- Misseri S.C., (1982) 'Prefazione' a Simonotti M., in *Introduzione alla valutazione del danno da inquinanti all'agrosistema*, Università degli Studi di Catania, Catania, pp. 115-117.
- Mitchell R.C., Carson R.I., (1989) *Using surveys to value public good: the contingent valuation method*, Resource for the Future, Washington D.C..
- Mitchell R.C., (2002) 'On Designing Constructed markets in Valuation Surveys' in *Environmental and Resource Economics*, 22, pp. 297-321.
- Mohd-Shahwahid H.O., McNally R., (2001) *An Economic Valuation of Terrestrial and Marine Resources of Samoa*, report, WWF-UK e WWF-South Pacific.
- Molesti R., (1988) *Economia dell'ambiente*, Ipem edizioni, Pisa.
- Morey E., Greer Rossmann K., (2003) 'Using Stated-Preference Questions to Investigate Variations in Willingness to Pay for Preserving Marble Monuments: classic heterogeneity, random parameters, and mixture models' in *Journal of Cultural Economics*, 27, 3-4, pp. 215-29.
- Musgrave R.A., (1971) 'Provision for Social Goods in the Market System' in *Public Finance*, 2, pp. 304-320.
- Musgrave R.A., (1982) *Public Finance in Theory and Practice*, McGraw Hill, New York.
- Newell R.G., Pizer W.A., (2003) 'Discounting the distant future: how much do uncertain rates increase valuations?' in *Journal of environmental economics and management*, 46, pp. 52-71.
- Nicholson W., (1995) *Microeconomic Theory: basic principles and extensions*, 6th edition, The Dryden press, New York.
- NOAA, (1998) *Calculating Resource Compensation: an Application of the Service-to-service Approach to the Blackbird Mine Hazardous Waste Site*, Technical Paper 97-1.
- NOAA, (1999) *Discounting and the treatment of uncertainty in natural resource damage assessment*, Technical paper 99-1. Silver Spring, Maryland.
- NOAA, (2000) *Habitat Equivalency Analysis: An Overview*, NOAA/Damage Assessment Restoration Program, Washington D.C.
- NOAA, Northeast-Midwest Institute, (2001) *Revealing the Economic Value of the protecting the Great Lakes*.

- NOAA Damage Assessment Center, (2002) *Restoration Plan and Environmental Assessment for the April 7, 2000, Oil Spill at Chalk Point on the Patuxent River, Maryland*, Draft For Public Review and Comment.
- NOAA, (2003) *Command Oil Spill. Draft Restoration Plan and Environmental Assessment*, preparata da United States Fish and Wildlife Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, California Department of Fish and Game, California Department of Parks and Recreation, California State Lands Commission.
- Norgaard R., (1984) 'Coevolutionary development potential' in *Land Economics*, 60, 2.
- Ofiara D.D., (2002) 'Natural resource damage assessments in the United States: rules and procedures for compensation from spills of hazardous substances in oil waterways under US jurisdiction' in *Marine Pollution Bulletin*, 44, pp. 96-110.
- Orr M., Bove F., Kaye W., Stone M., (2002) 'Elevated birth defects in racial or ethnic minority children of women living near hazardous waste sites' in *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 205, 1-2, pp. 19-27.
- Oxera, (2002) *A social time preference rate for use in long-term discounting*, The office of the Deputy Prime Minister, Department for transport, and Department for the environment, food and rural affairs, London.
- Page T., (1977) 'Conservation and Economic efficiency', *Resources for the Future*, John Hopkins University Press, Baltimora.
- Page T., (1997) 'On the Problem of Achieving Efficiency and Equity, Intergenerationally' in *Land Economics*, 4.
- Parlamento Europeo, (2003) *Regolamento modificato dal regolamento (CE) 1882/2003 del Parlamento europeo e del Consiglio*, GU L 257 del 27.10.1995, p. 1.
- Parlamento Europeo, (2004) *Direttiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 21 aprile 2004 sulla Responsabilità Ambientale in Materia di Prevenzione e Riparazione del Danno Ambientale*.
- Pearce D.W., Markandya A., Barbier E., (1989) *Progetto per un'economia verde*, Il Mulino, Bologna.
- Pearce D.W., Turner R.K., (1991) *Economia delle risorse e dell'ambiente*, Il Mulino, Bologna.
- Pearce D.W., Moran D., (1994), *The economic value of biodiversity*, Earthscan Publications, London, UK.
- Pearce D.W., (1996) 'Economic Aspects of Liability and Joint Compensation Systems for Remedying Environmental damage: Valuation of Environmental Damage' in Commissione Europea DG XI, *Economics Aspects of Liability and Joint Compensation Systems for remedying Environmental damage*, vol. II, Topic Papers (3066), Bruxelles.
- Pearce D.W., (2000) *Valuing Risks to Life and Health*, Paper prepared for the European Commission, DGX1, Bruxelles.
- Pearce D.W., Turner R.K., (2000) *Economia delle risorse naturali e dell'ambiente*, Il Mulino, Bologna.
- Pearce D., Groom B., Hepburn C., Koundoury P., (2003) 'Valuing the future. Recent advances in social discounting' in *World economics*, 4, 2, pp. 121-141.
- Pennisi G. (a cura di), (1985) *Tecniche di valutazione degli investimenti pubblici*, Ministero del Bilancio e della Programmazione Economica, Roma.
- Pennisi G., Scandizzo P., (2003) *Valutare l'incertezza, l'analisi costi benefici nel XXI secolo*, G. Giappichelli Editore, Torino.
- Perera L., Amin A., (1996) 'Accommodating the Informal Sector: A Strategy for Urban Environmental Management' in *Journal of Environmental Management*, 46, pp. 3-15.
- Perman R., Ma Y., McGilvray J., Common M., (2003) *Natural Resource and Environmental Economics*, Pearson Education.
- Peskin H.M., (1981) 'National Income Accounts and the Environment' in *Natural Resources Journal*, 21.

- Peterson G., Brown T., (1998) 'Economic Valuation by Method of Paired Comparison, with Emphasis on Evaluation on Evaluation of the Transitivity Axiom' in *Land Economics*, 74(2), pp. 240- 261.
- Pigou A.C., (1948) *Economia del Benessere*, U.T.E.T., Torino.
- Point P., (1993) 'Quelle Valeur Économique de la Demande Sociale pour l'Environnement?' in *INSEE Méthodes: l'Évaluation Économique*, 39-40, pp. 59-73.
- Polelli M., (1989) *La valutazione del danno ambientale: aspetti economico-estimativi*, Atti del XIX Incontro di studio CeSET, Milano, pp. 41-58.
- Pollicino M., Maddison D., (2001) 'Valuing the Benefits of Cleaning Lincoln Cathedral' in *Journal of Cultural Economics*, 25, 2, pp. 131-148.
- Poor P.J., Smith J.M., (2004) 'Travel Cost Analysis of a Cultural Heritage Site: the case of historic St. Mary's city of Maryland' in *Journal of Cultural Economics*, 28, 3, pp. 217-29.
- Rambonilaza M., (2004) 'Évaluation de la Decade de Paysage: Etat de l'Art et Réflexions sur la Méthode du Transfert des Bénéfices' in *Cahiers d'Économie et Sociologies Rurales*, 70, pp. 78-101.
- Ramsey F.P., (1928) 'A mathematical theory of savings' in *Economic Journal*, 38, 152, pp. 543-559.
- Randall A., Stoll J.R., (1980) 'Consumer's Surplus in Commodity Space' in *The American Economic Review*, 70, 3, pp. 449-455.
- Randall A., Stoll J., (1983) 'Existence Value in a Total Valuation Framework' in Rowe R.D., Chestnut L.G. (a cura di) *Managing Air Quality and Scenic Resources at National Parks and Wilderness Areas*, Boulder, Westview Press.
- Randall A., (1991) 'Total and Nonuse Values', in Braden J.B., Kolstad C.D. (a cura di) *Measuring the Demand for Environmental Quality*, Amsterdam, North-Holland.
- Repetto R., (1989) *Wasting Assets: Natural Resources in the National Income Accounts*, World Resource Institute.
- Rocco F., Pin M., (2000) 'Nuove tecnologie di bioremediation e di phytoremediation per la decontaminazione dei suoli: esperienze e prospettive' in *Gestione integrata dell'ambiente urbano: rifiuti, acque e suolo*, Workshop, Trieste, 30 maggio 2000.
- Rochet J.C., Gollier C., (1998) *Discounting an Uncertain Future*, Mimeo, Université de Toulouse.
- Roe B., Boyle K., Teisl M., (1996) 'Using conjoint analysis to derive estimates of compensating variation' in *Journal of Environmental Planning and Management*, 31, pp. 145-159.
- Romano S., (2002) 'La stima del valore di opzione e del valore di esistenza delle risorse naturali: il caso del *Pinus leucodermis* del Pollino' in *Aestimum*, 43, pp. 27-64.
- Rosato P., Stellin G., (1996) *La valutazione delle risorse naturali e storico culturali*, Padova, DIMEG.
- Rosen S., (1974) 'Hedonic Prices and Implicit Market: Product Differentiation in Pure Competition' in *Journal of Political Economy*, 82, pp. 34-55.
- Rosenberger R.S., Loomis J.B., (2001) *Benefit transfer of outdoor recreation use values*, Technical document supporting the Forest Service strategic plan (2000 revision), U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Roskamp K.W., (1975) 'Public Goods, Merit goods, Pareto Optimum and Social Optimum' in *Public Finance*, 30.
- Runge C.F., (1981) 'Common Property Externalities: Isolation, Assurance and Resource Depletion in Traditional Grazing Context' in *American Journal of Agricultural Economics*, 63, 4, pp. 595-788.
- Runge C.F., (1986) 'Common Property and Collective Action in Economic Development' in *World Development*, 14, 5, pp. 89-100.
- Saaty T., (1980) *The analytical hierarchy process*, John Wiley, New York.

- Santagata W., Signorello G., (2000) 'Contingent Valuation of a Cultural Public Good and Policy Design: the case of Napoli Musei Aperti' in *Journal of Cultural Economics*, 24, 3, pp. 181-204.
- Scarpa R., Bateman I., (2000) 'Efficiency Gains Afforded by Improved Bid Design versus Follow-up Valuation Questions in Discrete-Choice Studies' in *Land Economics*, 76, pp. 299-311.
- Sen A.K., (1967) 'Isolation, Assurance and the Social Rate of Discount' in *Quarterly Journal of Economics*, 81, pp. 112-124.
- Serpieri A., (1950) *La Stima dei Beni Fondiari*, Edizioni Agricole, Bologna.
- Schelling T.C., (1968) 'The Life You Save May Be Your Own' in Chase S.B. (a cura di), *Problems in Public Expenditure and Analysis*, Washington DC, Brookings Institution, pp. 127-162.
- Signorello G., (1986) 'La valutazione economica dei beni ambientali' in *Genio Rurale*, 9.
- Simonotti M., (1982) *Introduzione alla valutazione del danno da inquinanti all'agrosistema*, Università degli Studi di Catania, Catania, pp. 115-117.
- Sirchia G., (2000) *La valutazione economica dei beni culturali*, Roma, Carocci.
- Skånberg K., (2001) *Constructing a Partially Environmentally Adjusted Net Domestic Product for Sweden 1993 and 1997. A presentation of the methodological steps and the empirical data*, Working paper 76, NIER, Stoccolma.
- Smit B., Spaling H., (1995) 'Methods for cumulative effects assessment' in *Environmental Impact Assessment Review*, 15, pp. 81-106.
- Smith V.K., Desvougues W.H., (1985) 'The Generalized Travel Cost Model and Water Quality Benefits: an Econometric Analysis' in *Southern Economic Journal*, 50, 2, pp. 422-437.
- Solow R. M., (1974) 'The economics of Resources or the Resources of Economics' in *American Economic Review*, 64.
- Solow R.M., (1993) 'Sustainability: An Economist's Perspective', in Dorfman R. e Dorfman N. (a cura di) *Economics of the Environment - Selected Readings*, Terza edizione, New York London, W. W. Norton & Company, pp. 179-187.
- Sonnemann G.W., Schuhmacher M., Castells F., (2000) 'Framework for the Environmental Damage Assessment of an Industrial Process Chain' in *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier B77, pp. 91-106.
- Stahmer C., Kuhn M., Braun N., (1997) *Physical Input-Output-Tables 1990, Schriftenreihe Beiträge zu den Umwelt ökonomischen Gesamtrechnungen*, Statistisches Bundesamt (a cura di), volume 1, Wiesbade
- Statistics Canada, (1997) *National Accounts and the Environment. Papers and Proceedings from a Conference*, Ottawa, Ontario.
- Stellin G., Rosato P., (1998) *La valutazione economica dei beni ambientali*, Città Studi, Torino.
- Stevens T.H., Belkner R., Dennis D., Kittredge D., Willis C., (2000) 'Comparison of contingent valuation and conjoint analysis in ecosystem management' in *Ecological Economics*, 32, pp. 63-74.
- Strijker D., Sijtsma F.J., Wiersman D., (2000) 'Evaluation of Nature Conservation An Application to the Dutch Ecological Network' in *Environmental and Resource Economics*, 16, pp. 363-378.
- Storie R.E., (1976) *Storie index soil rating* (revised 1978), Special Publication Division of Agricultural Science. University of California, Berkeley.
- Tietenberg T., (2003) *Environmental and Natural Resource Economics*, Pearson Education.
- Tobin J., Nordhaus, W., (1972) 'Is Growth Obsolete?' in *Economic Growth*, Anniversary Colloquium V, NBER, New York.
- Touaty M., Gié G., (2004) *Synthèse des Travaux Français relatifs à l'évaluation des Dommages* contributo al 10^{ème} Colloque de Comptabilité Nazionale, Parigi.

- Tourangeau R., Rips L.J., Rasinski K., (2000) *The Psychology of Survey Response*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Turner G., Handley D., Newcombe J., Ozdemiroglu E., (2004) *Valuation of the external costs and benefits to health and environment of waste management options*, final report for Defra by Enviros Consulting Limited in association with EFTEC.
- Turner P.K., Pearce D.W., Bateman I., (1994) *Economia Ambientale*, Il Mulino, Bologna.
- Tversky A., Sattath S., Slovic P., (1988) 'Contingent weighting in judgment and choice' in *Psychological Review*, 95, pp. 371-384.
- Ulph A., (2000) 'Harmonization and Optimal Environmental Policy in a Federal System with Asymmetric Information' in *Journal of Environmental Economics and Management*, Elsevier Academic Press 39, pp. 224-241.
- Uno K., (1988) *Economic Growth and Environmental Change in Japan. Net National Welfare and Beyond*, Istituto di Programmazione Socio-Economica, Università di Tsukuba, Mimeo.
- U.S. Federal Register, 15 CFR part 990, (1996a) *Natural Resource Damage Assessment, Final rule*, Department of Commerce.
- U.S. Federal Register, 43 CFR Part 11 (1996b) *Natural resources damage assessment: Type A procedures; Final Rule*, Department of the Interior.
- United Nations Statistical Division, (2000) *Integrated Environmental and Economic Accounting. An operational manual*, UN, New York.
- Van Bueren M., Bennett J., (2004) 'Towards the development of a transferable set of value estimates for environmental attributes' in *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 48, 1, pp. 1-32.
- Victor P.A., (1991) 'Indicators of Sustainable Development. Some Lessons from Capital Theory' in *Ecological Economics*, 4, pp. 191-213.
- Villa F., (1995) *Linee guida per la rilevazione e la valutazione dei parametri ambientali richiesti dal progetto Rete Natura 2000*, SITE Notizie, 15, 1, pp. 67-75.
- Viscusi W.K., Magat W.A., Huber J., (1991) 'Pricing Environmental Health Risks: Survey Assessments of Risk-Risk and Risk-Dollar Trade-Offs for Chronic Bronchitis' in *Journal of Environmental Economics and Management*, 21, pp. 32-51.
- Viscusi W.K., (2003) 'Racial Differences in Labor Market Values of a Statistical Life' in *The Journal of Risk and Uncertainty*, 27, 3, pp. 239-256.
- Viscusi W.K., Aldy J.E., (2003) 'The Value of a Statistical Life: A Critical Review of Market Estimates Throughout the World' in *The Journal of Risk and Uncertainty*, 27, 1, pp. 5-76.
- Von Bahr J., Janson J., (2004) *Cost of Late Action – the Case of PCB*, Environmental Impact Study, Swedish Ministry of Environment e Swedish Chemicals Inspectorat.
- Ward F.A., Beal D., (1997) 'Valuing Nature with Travel cost Models. A Manual' in *New Horizons in Environmental Economics Series*.
- Ward K.M., Duffied J.W., (1992) *Natural Resource Damage. Law and economics*, Wiley Law Publication.
- Watson D., Adamowicz W.L., Boxall P.C., (1993) *An Economic Analysis of Recreational Fishing and Environmental Quality Changes in the Upper Oldman River Basin*, Project Report 93.
- Weber J.L., (1987) 'Ecologie et statistique: les comptes du patrimoine naturel' in *Journal de la Société Statistique de Paris*, 128, 3.
- Weisbrod B., (1964) 'Collective Consumption Services of Individual Consumption Goods' in *Quarterly Journal of Economics*, 78, pp. 471-477.
- Weitzman M., (1998) 'Why the far distant future should be discounted at its lowest possible rate' in *Journal of environmental economics and management*, 36, pp. 201-208.
- Whitehead J.C., (2002) 'Incentive Incompatibility and Starting point Bias in Iterative Valuation Questions' in *Land Economics*, 78, pp. 285-297.

- Whitehead J.C., Finney S.S., (2003) 'Willingness to Pay for Submerged Maritime Cultural Resources' in *Journal of Cultural Economics*, 27, 3-4, pp. 231-40.
- World Bank-FAO, (1992) *Economic Assessment of Forestry Project Impact*, Roma.
- World Bank, (1998) 'Economic Analysis and Environmental Assessment' in *Environmental Assessment Sourcebook Update*, 23.
- World Commission on the Environment and Development (WCED) ('Commissione Brundtland'), (1987) *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford.

