

POLITECNICO DI TORINO

Dottorato in Ambiente e Territorio,
ESTIMO E VALUTAZIONI ECONOMICHE



TESI DI DOTTORATO

Ciclo XXIV

**La valutazione del danno ambientale secondo l'approccio estimativo:
dalla valutazione *ex-post* alla convenienza economica delle politiche di
prevenzione.**

Tutor: Professor Riccardo Roscelli

Candidata: Elisabetta Ciminaghi

Febbraio 2012

Ringraziamenti

Ringrazio in primo luogo il Prof. Riccardo Roscelli, per l'irrinunciabile supporto scientifico fornitomi e per gli importanti spunti e momenti di confronto riservatemi lungo il percorso di ricerca che ha caratterizzato la stesura di questa tesi e per la "pazienza" dimostrata nella fase di correzione del lavoro.

Desidero inoltre ringraziare il Prof. Giulio Mondini per gli insegnamenti fornitimi in questi anni, l'ing. Marco Valle per aver contribuito a rendere questi anni di dottorato un periodo di estrema crescita professionale e l'ing. Marta Bottero per i preziosi consigli. Un sentito "grazie" anche all'ing. Bruno Aimone (Ente Parco naturale dei Laghi di Avigliana) e il geom. Roberto Corda (Ufficio Urbanistico del Comune di Avigliana) per avermi fornito la documentazione necessaria per approfondire il caso studio.

Ringrazio inoltre Grazia Querio per l'estrema disponibilità dimostrata nei miei confronti, e tutti i colleghi di SiTI (Istituto Superiore sui Sistemi Territoriali per l'Innovazione) per aver reso questi anni di ricerca e di lavoro davvero indimenticabili.

Un particolare ringraziamento ai miei genitori per avermi regalato l'opportunità e la serenità per studiare e per essermi sempre stati vicini in modo incondizionato in questi anni di lavoro, ai miei nonni, a Fabrizio, per avermi incoraggiata, avermi trasmesso l'entusiasmo per la ricerca scientifica e per starmi accanto ogni giorno, e a tutti i miei amici, che sono sempre stati un importante punto di riferimento.

Indice del volume

Capitolo 1.

Introduzione.....pag. 4

Capitolo 2.

Approcci estimativi per la valutazione economica del danno ambientale secondo la normativa italiana

2.1 Brevi cenni sulle relazioni esistenti tra sistema ambientale e sistema economico.....pag. 9

2.2 Introduzione alla valutazione del danno ambientale.....pag. 15

2.3 Introduzione alla misura monetaria del valore dei beni ambientali e dei fenomeni di danno correlati.....pag. 21

2.4 La misura economica del danno ambientale.....pag. 26

2.4.1 Fenomeni di danno e comportamento del consumatore.....pag. 28

2.4.2 Fenomeni di danno e comportamento del produttore.....pag. 31

2.4.3 Danno ambientale e profitto indebito.....pag. 33

2.4.4 Danno ambientale e valore patrimoniale.....pag. 35

2.5 Valutazione monetaria del risarcimento per danno ambientale ed aspetti estimativi.....pag. 37

2.5.1 I criteri di valutazione dei fenomeni di danno secondo l'approccio estimativo classico
.....pag. 39

2.5.2 La procedura di stima per i danni ambientali.....pag. 46

2.5.3 Le operazioni di sconto nei procedimenti estimativi legati al danno ambientale.....pag. 52

2.5.4 La scelta del momento temporale a cui riferire l'operazione di stima di un fenomeno di danno.....pag. 56

2.6 Possibili procedimenti di calcolo per giungere alla stima di un evento di danno.....pag. 56

2.6.1 La stima dei danni diretti.....pag. 57

2.6.2 La stima dei danni indiretti.....pag. 66

Capitolo 3.

Metodologie di valutazione monetaria per danni agli ecosistemi naturali

3.1 Danni di natura ecologica e misurazione degli effetti.....pag. 67

3.1.1 La fase di identificazione di un evento di danno coinvolgente un ecosistema naturale
.....pag. 70

3.1.2 Relazioni intercorrenti tra fenomeni di danno, ecosistemi naturali ed attività umane	pag. 73
3.2 La valutazione tecnica del danno come fase propedeutica all'analisi economica del fenomeno	pag. 76
3.3 Le fasi operative della procedura.....	pag. 80
3.4 Le metodologie di valutazione monetaria per danni agli ecosistemi naturali.....	pag. 85
3.4.1 L'approccio integrato nella stima delle componenti di danno.....	pag. 85
3.4.2 Metodi basati sull'approccio delle preferenze imputate.....	pag. 88
3.4.3 Metodi basati sull'approccio delle preferenze rivelate.....	pag. 91
3.4.4 Metodi basati sull'approccio delle preferenze dichiarate.....	pag. 95
3.4.5 L'approccio del <i>benefit transfer</i>	pag. 100
3.5 La scelta del metodo più idoneo per la stima di un danno ambientale.....	pag. 102

Capitolo 4.

Il tema del danno mancato e la convenienza economica della prevenzione: metodologie di valutazione e applicazioni ai fini estimativi

4. 1 Il concetto di danno mancato per la valutazione economica di politiche ambientali.....	pag. 107
4.2 La valutazione della convenienza economica di politiche di tutela e prevenzione: cenni bibliografici.....	pag. 113
4.3 L'oggetto della valutazione: danno a specie ed <i>habitat</i> naturali protetti, alle acque e al terreno	pag. 126
4.4 Danno ambientale e bonifica.....	pag. 132
4.5 La stima dei costi legati al verificarsi di un evento di danno: le diverse opzioni di ripristino.....	pag. 135
4.6 L'utilizzo delle analisi costi-efficacia e costi-benefici nell'ambito delle valutazioni di danno.....	pag. 143
4.7 Proposta di una metodologia di valutazione della convenienza economica di politiche ambientali attraverso il concetto di danno mancato.....	pag. 149

Capitolo 5.

Il danno ambientale nei principi comunitari alla base della tutela delle risorse naturali

.....	pag. 154
-------	----------

Capitolo 6.**Uno strumento di natura economica per la conservazione delle risorse ambientali: *Payments for Environmental Services (PES)***

6.1 Definizione dei <i>Payments for Environmental Services</i>	pag. 159
6.2 Tipologie di <i>Payments for Environmental Services</i>	pag. 166
6.3 Caratteristiche dei <i>Payments for Environmental Services</i>	pag. 167
6.4 Meccanismi <i>Payments for Environmental Services</i> e danno ambientale.....	pag. 170

Capitolo 7.**Il tema della prevenzione nella progettazione urbanistica di un Comune e nelle politiche di gestione di un'area protetta: il caso del Comune di Avigliana e del Parco Naturale dei Laghi**

7.1. Definizione e ruolo delle aree protette nello sviluppo di un territorio.....	pag. 172
7.2 La situazione delle aree protette italiane.....	pag. 174
7.3 Il ruolo delle aree protette nell'ambito della prevenzione dei danni e la convenienza economica di tali istituzioni: una ricerca in ambito italiano.....	pag. 176
7.4 Il Comune di Avigliana e il Parco Naturale dei Laghi	pag. 182
7.5 L'alluvione del 2000 in Piemonte.....	pag. 188
7.6 I danni economici dell'alluvione del 2000 in Piemonte.....	pag. 189
7.7 Le conseguenze dell'alluvione per il Comune di Avigliana e per il Parco Naturale dei Laghi	pag. 192
7.8 Un esempio di politica per la protezione del territorio: la Variante n. 15 al Piano Regolatore Comunale Generale del Comune di Avigliana.....	pag. 193
7.9 Soluzioni progettuali di gestione del territorio e politiche di prevenzione adottate dal Parco Naturale dei Laghi di Avigliana.....	pag. 202

Capitolo 8.

Conclusioni	pag. 206
--------------------------	----------

Capitolo 9.

Bibliografia	pag. 210
---------------------------	----------

Allegato I.

Carta di sintesi della pericolosità geomorfologica e dell'idoneità all'utilizzazione urbanistica	pag. 239
--	----------

Capitolo 1.

Introduzione

La compromissione ambientale a cui si è giunti ha posto con urgenza la necessità di affrontare –e risolvere- nuove problematiche attraverso l'interpretazione di tutte le numerose discipline che in maniera diretta o indiretta sono coinvolte nella tutela dell'ambiente e che richiedono da parte della comunità scientifica un approccio sempre più orientato alla multidisciplinarietà. Ormai da alcuni decenni, l'Estimo, l'Economia, diversi settori della Biologia e dell'Ingegneria, sono chiamati, con modalità e apporti diversi, a ricercare e sperimentare nuove metodologie di analisi ed elaborazione dati e tecniche interpretative innovative che siano in grado di includere nelle valutazioni la componente ambientale (Segale, 1989). Solo così sembra possibile garantire un modello di sviluppo sostenibile sul lungo periodo.

In particolare, in questo quadro di rinnovato interesse scientifico verso la tutela dell'ambiente, un ruolo importante è rivestito dalla disciplina estimativa¹, in quanto capace di fornire gli strumenti metodologici per stimare il valore di beni privi di mercato.

Questo «ampliamento delle occasioni di stima»² non toglie validità all'Estimo tradizionale, ma piuttosto ne allarga i confini arricchendolo di nuovi significati; il giudizio di stima, configurandosi come schema logico universale, individua le caratteristiche dei beni da assumere per la

¹ Secondo Segale (1989), l'Estimo è in grado di supportare la tutela delle risorse ambientali e la disciplina del danno all'ambiente secondo tre punti di vista: 1) la prevenzione; 2) il ripristino e il recupero; 3) la valutazione economica. I tre aspetti considerati sono correlati da un comune denominatore, che rappresenta il cuore della problematica estimativa del danno ambientale e cioè la definizione della funzione di utilità dei beni senza mercato. Essa, infatti, legata al sacrificio a cui si sottopone un individuo singolo o l'intera collettività, non assume un concreto e tangibile valore monetario di per sé, ma è misurabile indirettamente attraverso la rinuncia ad altre utilità che si cedono in cambio. È opinione dell'autore che l'introduzione di politiche di natura preventiva costituiva negli anni '90 un'innovazione nelle disposizioni normative in materia di danno e, in quanto tale, rappresentava la concretizzazione di una allora recente filosofia improntata alla prevenzione dei danni ambientali piuttosto che all'intervento a fatto avvenuto. Per quanto riguarda la realizzazione di interventi sul territorio, molti autori (Bresso, 1993; Polelli; 1989; Pearce e Turner, 1994; Segale, 1989) sono concordi nell'affermare che la prevenzione si esplica nei diversi momenti della progettazione: durante la valutazione della compatibilità ambientale dell'opera, nell'analisi preventiva del rischio, nella progettazione di elementi di mitigazione e compensazione per la riduzione degli impatti e attraverso il monitoraggio (in fase di cantiere ed esercizio). All'interno del panorama descritto, all'Estimo e all'Economia ambientale è riconosciuto il ruolo di proporre metodologie per prevedere l'effettivo ammontare di un ipotetico danno all'ambiente, di fornire indicazioni circa il livello massimo di risanamento a cui ci si deve spingere e di condurre ad una valutazione economica del fenomeno in ottica di risarcimento.

² M. Dini, *La valutazione del danno ambientale: riflessioni in tono minore*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano, pag. 172.

valutazione, sviluppa il sillogismo dell'analisi della comparazione e della sintesi e giunge ad un risultato espresso in termini di quantità monetaria³ (Dini, 1989).

La valutazione di un danno all'ambiente⁴ è un processo complesso⁵, che deve tenere conto di molte variabili interagenti tra loro e di natura diversa⁶; compito del valutatore è ricostruire gli elementi che concorrono a fornire un giudizio in termini quantitativi del fenomeno⁷.

In particolare, la stima dell'impatto ambientale (o danno) di una determinata attività deve interessare due diversi momenti temporali, entrambi fondamentali: nel primo, di breve periodo, è necessario indagare e quantificare, in termini monetari o di altra natura, le conseguenze attuali⁸, mentre nel secondo è richiesto di estendere le previsioni sul lungo periodo, cercando di quantificare, attraverso l'utilizzo di modelli dedicati, gli impatti che si andranno a manifestare in futuro sull'ambiente.

³ Poiché l'esigenza di fondare il giudizio di stima su ragionevoli caratteri di obiettività è tutt'ora radicata, l'Estimo, con i suoi principi di ordinarietà e di confronto, costituisce un valido strumento per valutare situazioni di danno all'ambiente.

⁴ Si intende per danno ambientale «qualsiasi deterioramento significativo e misurabile, diretto e indiretto, di una risorsa naturale o dell'utilità assicurata da quest'ultima», Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152, *Norme in materia ambientale*, art. 300.

⁵ «La complessità può essere definita come l'interazione (o meglio l'interdipendenza) tra diversi elementi i cui comportamenti si influenzano a vicenda. Per esempio, l'economia dipende dall'energia e da altre risorse, la disponibilità delle risorse dalla politica, la politica dipende dal potere, il potere dipende dalla forza militare e dalla stabilità economica. Si può osservare che queste interdipendenze sono simmetriche: la politica dipende dall'economia, ma l'economia dipende dalla politica. Ciò che risulta è una rete complessa di relazioni simmetriche di intensità variabile», R. Roscelli, (a cura di), *Misurare nell'incertezza*, Celid, 2005, Torino, pp. 24-25.

⁶ In linea generale, i danni ecologici possono essere ricondotti a due diverse tipologie: derivanti da un avvenimento repentino e accidentale, oppure causati da emissioni di tipo continuo e da azioni inquinanti che si manifestano in maniera costante a seguito delle quali si accumulano gli effetti (De Strobel, 1989). Nel primo caso, l'evento può assumere le caratteristiche di un vero e proprio disastro ecologico (ad esempio il naufragio di petroliere o la rottura di oleodotti) oppure manifestarsi come un incidente devastante (si pensi a quanto accaduto a Seveso o a Bhopal). Al di fuori di questi eventi eccezionali e di dimensioni consistenti, «il danno da inquinamento è, per così dire "polverizzato", nel senso che va a colpire una pluralità di soggetti», D. De Strobel, *Il danno ambientale e le implicazioni assicurative*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano, pag. 95. Proprio per questa sua caratteristica, il danno risentito dai singoli individui è di entità generalmente piuttosto modesta, tale da scoraggiare la comunità ad intraprendere azioni giudiziarie (si pensi ad esempio al danno risentito da una comunità di pescatori che, in seguito ad un inquinamento da idrocarburi, dovrà accontentarsi di acque meno pescose). In generale, il danno all'ambiente non può essere ricondotto ad una semplice sommatoria di danni individuali, in quanto vengono lesi interessi che non hanno la natura di diritti individuali o soggettivi: «si parla generalmente di interessi "superindividuali" o, utilizzando un'accezione più diffusa, "diffusi"», De Strobel, opera citata, 1989, pag. 95.

⁷ In questa fase della valutazione emerge la nota problematica relativa all'attribuzione di un valore monetario a beni privi di mercato. A tal proposito, è però interessante sottolineare come l'apprezzamento di elementi ambientali non materiali quali ad esempio le tradizioni e il paesaggio, risulta spesso inserito indirettamente in grandezze quali i livelli di reddito ed i valori dei beni immobili, dei fondi rustici e dei fabbricati, «con la formazione di valori di mercato e di scale di prezzi interpretabili solo attraverso le diverse caratteristiche degli ambienti interessati, fatto questo da sempre presente in Estimo per la specifica attenzione diretta all'esame e all'interpretazione delle cosiddette caratteristiche estrinseche rispetto al bene da stimare», M. Dini, opera citata, 1989, pag. 173.

⁸ Con questo aggettivo si intende un periodo di tempo di lunghezza variabile, ma non superiore ai 5 – 10 anni.

L'aver per lungo tempo trascurato l'esistenza delle esternalità negative⁹ è tra le maggiori cause delle situazioni di danno ambientale a cui si è assistito negli ultimi anni; l'attenzione all'ambiente che oggi caratterizza le scelte di governo del territorio¹⁰ può essere interpretata come un nuovo scenario entro cui ricomprendere i confini dell'Estimo e un importante contesto in cui trovano collocazione le valutazioni di danno. Tali analisi costituiscono infatti il primo grande tema per il quale, al fine di essere in grado di fornire soluzioni qualitative e quantitative esaustive, è necessario, «se non proprio “meditare” su una possibile pertinente teoria estimativa, quanto meno “rivisitare” la teoria generale dell'Estimo per rendersi bene ragione se non esistono limiti di applicabilità nel vasto settore in esame e per apportarvi, se del caso, eventuali completamenti»¹¹. Non si conoscono tutt'ora nel dettaglio le reazioni che nel tempo potrà avere la natura di fronte al continuo inquinamento dovuto alle attività di natura antropica, ma ormai è noto come il sistema ambientale sia caratterizzato da una sua resilienza, superata la quale il rischio è di assistere ad un collasso di una o più parti dell'ecosistema. Lo sviluppo tecnologico impone all'uomo il ricorso alle risorse naturali in maniera sempre crescente, ma poiché tale utilizzo è spesso avvenuto senza tenere conto dei loro limiti di esauribilità, si è sovente assistito alla rottura del delicato equilibrio esistente tra uomo e ambiente. Ne consegue che lo sviluppo tecnologico, quale motivo di rottura degli equilibri naturali da un lato, ma fonte di possibili soluzioni mitigative e compensative

⁹ «Ci sono, essenzialmente, due grandi categorie di strumenti per realizzare l'internalizzazione dei costi esterni: gli strumenti di regolamentazione diretta, noti come norme “comando e controllo”, che si mettono in atto mediante l'imposizione di *standard* o regolamentazioni e gli strumenti di regolamentazione indiretta, o economici-finanziari (canoni, tasse, sussidi, incentivi, vendita di diritti di emissione). Va precisato che entrambe le tipologie realizzano il principio “chi inquina paga”: infatti, nel primo caso il soggetto pagherà installando un impianto di depurazione (o, comunque, comportandosi in conformità al comando); nel secondo caso potrà scegliere se pagare o depurare (o, in alcuni casi, fra depurare e ricevere un sussidio o non depurare e non ricevere nulla)», M. Bresso, *Economia Ecologica*, Jaca Book, 1997, Milano, p. 205.

¹⁰ Negli ultimi vent'anni, la legislazione comunitaria ha introdotto numerosi strumenti di tutela dell'ambiente, incentrati principalmente sul principio della prevenzione e da interpretarsi quale esito di un lungo percorso di maturazione intrapreso dal secondo dopoguerra in poi. Tra questi spiccano, ad esempio, le procedure di Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) e di Valutazione Ambientale Strategica (VAS), all'interno delle quali paiono risiedere le necessarie innovazioni per consentire non solo la riduzione degli impatti sull'ambiente, ma anche di garantire una diversa qualità della vita, intesa come sintesi di ambiente, paesaggio e salute pubblica (Schiaffonati, 1989). In realtà, innovazioni quali la VIA e la VAS, da sole, non hanno la capacità di risolvere la questione ambientale, ma è altrettanto vero che il ricorso ad una procedura allargata alla popolazione interessata in un clima decisionale di trasparenza, non può che apportare un contributo positivo per affrontare in maniera adeguata l'analisi e la valutazione del danno, instillando nella popolazione una giusta percezione della problematica. In particolare, all'interno delle procedure di VIA e VAS, è prevista una fase di stima degli effetti arrecati all'ambiente dalle diverse alternative progettuali e di pianificazione prospettate: in tal senso, tali metodologie si adattano perfettamente al carattere previsionale della procedura estimativa (Asciuto, 1989).

¹¹ U. Sorbi, *La valutazione del danno ambientale: alcune riflessioni*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano, pag. 17.

dall'altro, diventa l'elemento di riferimento per la valutazione di ogni politica di governo del territorio e per definire l'accettabilità degli impatti correlati.

Se si vuole ottenere un progresso tecnologico equo e sostenibile, risulta necessario tenere in debito conto la sostenibilità sociale ed ambientale delle innovazioni che via via si configurano, valutando il rapporto tra produttività reale e costi in termini di impatto (danno) sull'ambiente.

Da quanto si è detto, prende corpo un'articolata e complessa tematica di carattere estimativo indirizzata ad analizzare una determinata politica ambientale non solo in termini di valutazione degli eventuali danni previsti, ma anche degli aspetti economici e sociali correlati nonché dei possibili strumenti operativi disponibili per limitare al minimo gli impatti sull'ambiente¹².

Affinché il tema del danno ambientale, sia sotto il punto di vista normativo che estimativo, non risulti sterile ma sia piuttosto in grado di fornire un contributo concreto alla salvaguardia delle risorse ambientali, è necessario spostare l'attenzione dalla fase *ex-post* a quella *ex-ante*¹³, prendendo a riferimento il concetto di prevenzione¹⁴. Se, infatti, la valutazione economica di un fenomeno di danno è necessaria per rispondere alle esigenze di risarcimento¹⁵, è altrettanto vero

¹² A tal proposito si veda Polelli, secondo il quale «paradossalmente può risultare di scarsa rilevanza che il danno ambientale venga pagato dal soggetto inquinante piuttosto che dalla comunità, se comunque il danno si è verificato. Il controllo della qualità ambientale nell'ambito dell'attività umana diventa prioritario rispetto all'individuazione di chi debba sostenere il costo di una sua eventuale degradazione», M. Polelli, *Nuovo Trattato di Estimo*, seconda edizione, Maggioli Editori, Repubblica di San Marino, 2008, pp. 587-588. Inoltre, secondo Antonietti (1989), è necessario un vasto e differenziato programma di prevenzione dell'inquinamento basato su precise regole, ammende e pene prestabilite, prestando però attenzione al fatto che l'entità della pena e l'importo delle ammende siano un mezzo per conferire vigore alla regolamentazione e per incentivare l'attenzione sulle tematiche ambientali e non costituiscano invece un impedimento allo sviluppo economico. In particolare, stabilire i criteri di valutazione dei danni, la destinazione degli indennizzi ed i costi di ripristino e bonifica dell'ambiente (che si aggiungono a quelli del risarcimento che la legge pone a carico del soggetto che ha causato il degrado) sono problemi estimativi e giuridici che richiedono un'impostazione teorica consolidata. E' infatti condiviso dalla comunità scientifica che la mancanza di procedure di stima dei danni diretti ed indiretti genera, quale ovvia ed inaccettabile conseguenza, un mancato risanamento.

¹³ «Le prime norme ambientali approvate dagli Stati sono state del tipo "comando e controllo": venivano definiti degli *standard* massimi di emissione per i principali inquinanti e predisposto un sistema di controllo nei punti di scarico [...]. Man mano che la massa delle emissioni trattate cresceva, ci si è però resi conto che ogni processo di depurazione è, in realtà, un trasferimento degli inquinanti da un ricettore all'altro. I fumi filtrati producono polveri o fanghi, le acque depurate producono grandi masse di fanghi, i rifiuti bruciati producono inquinamento atmosferico e polveri. Ogni operazione di depurazione è quindi un trasferimento ad un altro ricettore, spesso con modesti guadagni per l'ambiente. [...] In conseguenza di questa presa di coscienza della irriducibilità della questione ambientale ad un puro problema di "depurazione in coda" ai processi di produzione e consumo, si è sviluppata la ricerca di strumenti di prevenzione dei fatti inquinanti e di riduzione preventiva della massa di rifiuti, attraverso il riutilizzo delle materie in essi contenute. Le politiche ambientali di seconda e terza generazione sono quindi tutte politiche volte a prevenire piuttosto che a curare il degrado ambientale», M. Bresso, opera citata, 1997, pag. 249.

¹⁴ Si intendono per misure di prevenzione «le misure prese per reagire ad un evento, un atto o un'omissione che ha creato una minaccia imminente di danno ambientale, al fine di impedire o minimizzare tale danno», Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n.152, *Norme in materia ambientale*, art. 302.

¹⁵ «La prevenzione e la riparazione del danno ambientale dovrebbero essere attuate applicando il principio "chi inquina paga"», Parlamento Europeo, *Direttiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 21 aprile 2004 sulla Responsabilità Ambientale in materia di prevenzione riparazione del danno ambientale*, 2004.

che la quantificazione monetaria di ipotetici danni che si potrebbero venire a verificare in determinati contesti può costituire il termine di paragone per definire il limite entro cui può avere senso investire per evitarli¹⁶.

Si introduce così il tema del cosiddetto “danno mancato”, quale strumento a cui ricorrere per dimostrare la convenienza economica di politiche di tutela dell’ambiente, anche nei casi in cui esse siano caratterizzate da costi di investimento molto alti.

Scopo del presente lavoro è riflettere sull’applicabilità del concetto di danno mancato alla valutazione della convenienza economica di politiche di tutela dell’ambiente, al fine di verificare come la prevenzione dei danni non sia da attuare solo per questioni etiche e di conservazione delle risorse naturali, ma anche per motivi economici.

In particolare, una modalità di tutela delle risorse ambientali è l’istituzione di un’area protetta. Nell’ambito del vasto panorama italiano in materia di parchi e riserve, si è deciso di soffermare l’attenzione su una specifica realtà, in quanto valido esempio di collaborazione tra enti pubblici per la protezione del territorio: il caso del Comune di Avigliana e del Parco Naturale dei Laghi di Avigliana in Provincia di Torino. In particolare, il territorio dell’aviglianese e il Piemonte in generale sono stati oggetto di una disastrosa alluvione nel 2000. Pur nella drammaticità dell’evento, esso è stato l’occasione per mettere in luce la necessità di privilegiare la prevenzione dei danni piuttosto che l’intervento *ex-post*, non solo con azioni di progettazione urbanistica, ma anche valorizzando le difese naturali che caratterizzano un territorio “sano” e ben gestito.

¹⁶ «Le misurazioni del valore economico di fenomeni di inquinamento possono essere utilizzate per dimostrare l’importanza della politica ambientalista, in quanto spesso molti dei vantaggi che derivano da tale politica non emergono nella forma di guadagni monetari immediati, nel senso che questi benefici devono essere rintracciati più nella qualità della vita che in un aumento del prodotto economico nazionale. [...] Così accade che i benefici derivanti dall’ambiente tendono ad essere meno “precisi” e più “sfumati” rispetto ai benefici che passano attraverso il mercato, e si è tentati, quindi, nel confronto, ad escluderli. D’altro canto, la non appropriatezza di questa esclusione si riflette nell’ampio sostegno dato alla politica ambientalista: nella realtà, infatti, all’ambiente viene attribuito un grande valore, ed uno dei compiti della politica ambientalista consiste nella segnalazione e nella misurazione di questi valori ambientali in ogni modo possibile». In tale contesto, emerge come spesso «le tecniche di stima dei benefici ambientali [ottenuti] siano state utilizzate per misurare l’importanza dei danni all’ambiente [evitati]», D. W. Pearce e R. K Turner, *Economia delle risorse naturali e dell’ambiente*, Il Mulino, 1991, Bologna, pag. 129.

Capitolo 2.

Approcci estimativi¹⁷ per la valutazione economica del danno ambientale secondo la normativa italiana¹⁸

2.1 Brevi cenni sulle relazioni esistenti tra sistema ambientale e sistema economico

La valutazione degli aspetti economici legati ai beni ambientali costituisce un elemento essenziale per la quantificazione monetaria di fenomeni di danno e presuppone l'acquisizione del concetto di ambiente e delle relazioni esistenti tra componenti ambientali e sistema economico.

Si tratta di un aspetto non banale; basti pensare che tutt'ora sono presenti nella letteratura economica diversi approcci al problema, con la conseguenza di non disporre di un'univoca definizione del termine "ambiente" (ANPA, 2002)¹⁹ a cui fare riferimento. A questa non uniformità

¹⁷ Si ritiene interessante ragionare sull'applicabilità della teoria estimativa alla valutazione economica dei fenomeni di danno in quanto tale ambito «pone l'estimatore di fronte ad una situazione di oggettivo disagio metodologico. Ciò deriva da una concezione radicata nello schema tradizionale del procedimento logico estimativo che, attraverso i noti contributi, principalmente del Serpieri, Medici, Famularo e di Cocco, ha consentito nel tempo di formulare il giudizio di stima in modo schematico ed univoco. [...] Ma proprio questa caratteristica, il consenso ricevuto in maniera unanime alla procedura estimativa, ha, con il tempo e con l'evoluzione delle problematiche ambientali, costituito il limite primario dell'Estimo, l'essere cioè quasi esclusivamente indirizzato verso beni con un valore di mercato. Già nel 1977 Misseri sottolineava l'importanza di includere nelle valutazioni estimative anche i beni afferenti alla sfera dell'interesse pubblico e in grado di fornire un'utilità collettiva [...]. Questo ampliamento delle categorie economiche che sposta l'interesse dal valore di scambio a quello di uso non deve essere interpretato come una "trasgressione" dell'ortodossia estimativa, ma come un doveroso ampliamento delle sfere che le competono nella speranza di poter fornire un contributo che sappia in parte cogliere i mutamenti in corso nel pensiero economico-estimativo per ciò che concerne la problematica ambientale», M. Polelli, *La valutazione del danno ambientale: aspetti economico-estimativi*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano, pp. 41-42.

¹⁸ La legislazione italiana ha affrontato il tema del danno ambientale per la prima volta attraverso l'art. 18 della Legge n. 349 del 1986 *Istituzione del Ministero dell'ambiente e norme in materia di danno ambientale*, dando vita ad un intenso dibattito giuridico e metodologico sull'argomento e favorendo la creazione di un *background* culturale sull'argomento non riscontrabile in nessun'altra nazione europea. All'articolo citato fanno seguito nel 1999 l'art. 58 del D. Lgs. n. 152 e nel 2005 la Legge Finanziaria per il 2006 la quale, tramite i commi 434 e 443 dell'art. 1 detta ulteriori disposizioni in materia di danno all'ambiente. In questo panorama si inseriscono poi il D. Lgs. 152 del 2006, il cosiddetto *Testo Unico Ambientale* che, nella parte sesta, affronta compiutamente il tema e, recentemente, l'art. 2 del Decreto Legge 30 dicembre 2008 convertito con modificazioni nella Legge 27 febbraio 2009 n. 13 e l'art. 5 bis della Legge 20 novembre 2009 n.166 con cui è stato convertito, con modifiche, il Decreto Legge 25 settembre 2009. Questi gli interventi normativi ritenuti dalla scrivente fondamentali per ricostruire un quadro esaustivo dell'evoluzione della normativa italiana in tema di danni all'ambiente. Ad essi, volendo approfondire ulteriormente la problematica, andrebbero aggiunte le innumerevoli leggi introdotte per disciplinare la liquidazione del danno relativamente a settori specifici di intervento. Si pensi, ad esempio, ai danni da incidente boschivo trattati nell'art. 10 della Legge 21 novembre 2000 n. 353.

¹⁹ Il manuale 12/2002 *Il danno ambientale ex art.18 L.349/86, Aspetti teorici ed operativi della valutazione economica del risarcimento dei danni* redatto dagli autori Edi Defrancesco, Paolo Rosato, Luca Rossetto, Giampaolo Schiesaro e Simone Togni raccoglie i risultati di un progetto di ricerca conclusosi nel 2001 e commissionato dall'Agenzia Nazionale

metodologica si associa una disomogeneità di definizioni a livello normativo, basti pensare al D. Lgs. 152/06 all'interno del quale la nozione di ambiente assume una connotazione nuova e specifica rispetto alle indicazioni riportate negli interventi legislativi precedenti²⁰.

Suggerimenti utili per sciogliere tali dubbi sono la definizione richiamata nel *Libro Verde sul risarcimento dei danni all'ambiente* della Commissione delle Comunità Europee (1993), secondo la quale «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 paesaggio culturale e gli aspetti caratteristici del paesaggio»²¹ e l'approccio proposto dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (Molesti, 1988, in ANPA, 2002), nel quale viene posto l'accento sui rapporti esistenti tra uomo e ambiente, inteso quest'ultimo come «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»²².

La sempre crescente rilevanza dell'intenso rapporto tra attività antropiche, stato dell'ambiente e benessere umano e, d'altra parte, la constatazione di come sia stata carente nei modelli di sviluppo finora adottati l'attenzione posta nei confronti delle questioni ambientali, hanno condotto il mondo scientifico a riflettere sulla necessità di sviluppare un apparato metodologico capace di inquadrare e gestire in maniera adeguata i rapporti tra ambiente, economia e società.

L'esito di questo percorso è stato l'introduzione dell'Economia ecologica (Bresso, 1993 e 1997) e dell'Economia dell'ambiente (Pearce e Turner, 1991).

per la Protezione dell'Ambiente al Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali dell'Università di Padova. Tale volume è volto a fornire una cornice teorica e metodologica per la definizione, l'identificazione e la misura dei danni all'ambiente. Nonostante faccia riferimento ad un articolo di legge ormai abrogato, si ritiene un supporto tecnico e metodologico importante nel panorama nazionale del danno ambientale. Nella stesura dei capitoli 2 e 3 si riscontrerà pertanto una rielaborazione critica di alcuni concetti presenti in tale manuale.

²⁰ L'art. 5 lett. c) del D. Lgs. 152/06 definisce l'ambiente come «un sistema di relazioni fra fattori antropici, fisici, chimici naturalistici, climatici, paesaggistici, architettonici, culturali ed economici». A questa indicazione va però aggiunto quanto riportato nella parte sesta del medesimo decreto, disciplinante la tutela risarcitoria contro i danni all'ambiente che, all'art. 300 comma 2, così recita: «ai sensi della Direttiva 2004/35/CE costituisce danno ambientale il deterioramento, in confronto alle condizioni originarie, provocato: a) alle specie e agli *habitat* naturali protetti dalla normativa nazionale e comunitaria [...]; b) alle acque interne [...]; c) alle acque costiere ed a quelle ricomprese nel mare territoriale [...]; d) al terreno [...]. Si tratta, di fatto, di un approccio indirizzato solo ad alcune componenti del sistema ambientale. Si rimanda al paragrafo 4.3 per un approfondimento relativo a tali elementi e ad una loro definizione in termini normativi.

²¹ *Libro Verde sul risarcimento dei danni all'ambiente*, Commissione delle Comunità Europee, COM (93) 47 def, Ufficio delle pubblicazioni ufficiali delle Comunità Europee, 1993, Bruxelles, pag. 10.

²² ANPA, opera citata, 2002, pag. 3.

Secondo Mercedes Bresso,

«la distinzione tra economia dell'ambiente ed economia ecologica non è puramente terminologica. Con la prima definizione si intende una specializzazione dell'economia neoclassica, oggi dominante nella scienza economica: essa affronta essenzialmente il problema dell'inserimento nei conti di un paese dell'esternalità ambientali e suggerisce i metodi di intervento più efficienti. L'economia ecologica, invece, vuole essere qualcosa di più. Anzitutto aspira ad essere una disciplina trasversale, che affonda le proprie radici non solo nella scienza economica, ma anche nelle diverse scienze che portano un contributo alla conoscenza e alla gestione delle questioni ambientali. L'economia ecologica vuole essere quindi un punto di incontro fra persone di diversa formazione scientifica che si propongono di affrontare insieme la ricerca di un nuovo paradigma transdisciplinare che permetta di dare risposta alla grande complessità e novità della questione ambientale»²³.

Per Pearce e Turner,

«i problemi ambientali, ai confini tra il sistema economico e quello naturale, sono senza dubbio complessi ed in molti casi contengono esiti intrinsecamente incerti; di conseguenza, l'economia dell'ambiente - quella parte della scienza economica che cerca di studiare e affrontare tali questioni - si pone ai confini di un ampio spettro di discipline appartenenti alle scienze sociali e a quelle naturali»²⁴.

Si riportano in questa sede le principali tappe del processo evolutivo di queste discipline.

E' per la prima volta intorno agli anni sessanta che, nell'ambito delle discipline economiche classiche, emerge la consapevolezza dei grandi limiti dell'analisi economica tradizionale nell'affrontare la complessità delle questioni di carattere ambientale. Questa presa di coscienza conduce all'idea secondo cui sia necessario approcciarsi al tema in maniera interdisciplinare, coinvolgendo cioè diverse aree scientifiche e sistematizzando gli elementi coinvolti in modo integrato. L'assunzione di questa posizione relativamente alle modalità di studio ed analisi dei problemi ambientali rappresenta una svolta importante nella storia della dottrina economica ed è coincisa con un parziale superamento della visione antropocentrica dell'ambiente; si è assistito cioè al passaggio da una visione dell'ambiente quale insieme di risorse naturali a servizio dei processi produttivi, ad una in cui l'ambiente assume sempre maggiore rilevanza per il suo valore intrinseco. All'introduzione di questo modo di pensare è riconducibile la volontà di ragionare in termini di equità intergenerazionale (Krutilla, 1967).

L'inserimento della questione ambientale nelle valutazioni relative al funzionamento del sistema economico deriva principalmente dalla presa di coscienza di quanto siano effettivamente stretti i rapporti che intercorrono tra sistema socioeconomico ed ambiente. In particolare, un ruolo

²³ M. Bresso, opera citata, 1997, pp. 55-56.

²⁴ D. W. Pearce e R. K Turner, opera citata, 1991, pag. 18.

fondamentale in questo processo è riconducibile al progressivo ampliamento del concetto di “valore delle risorse ambientali” ed alla consapevolezza di come la scarsa attenzione dimostrata nei confronti delle esternalità ambientali negative abbia generato nel tempo un degrado dell’ambiente e della qualità della vita²⁵.

Da queste e da altre riflessioni ha avuto origine la volontà di interpretare la questione ambientale come fattore da includere nelle analisi di natura economica.

Il concetto di valore delle risorse ambientali è in realtà un argomento tutt’ora molto discusso tra gli studiosi delle discipline economiche. Secondo la teoria economica neoclassica, questo valore scaturisce dall’interazione tra gli individui e il bene e non direttamente dalle sue qualità intrinseche mentre, secondo gli approcci dell’economia dell’ambiente, il valore delle risorse naturali deriva dalle preferenze degli individui che ne usufruiscono, dai bisogni collettivi che trovano un riscontro nel sistema ambientale e dalle funzioni fisiche da esso espletate. In particolare, al fine di rispondere ai bisogni non solo dell’uomo di oggi ma anche di quello di domani, si impone la necessità di uno sviluppo di tipo sostenibile, nel quale cioè il raggiungimento del massimo livello di benessere di ogni generazione rimanga vincolato al mantenimento nel tempo dei servizi e della qualità delle risorse naturali. In questa logica, il riferimento a cui tendere non è solo più la crescita economica indiscriminata²⁶, ma anche il rispetto delle condizioni di benessere di ogni singolo individuo, presente e futuro.

²⁵ E’ ormai superata l’idea che il potere autodepurante delle risorse naturali sia illimitato: gli studi di settore hanno da tempo dimostrato come la resilienza ambientale sia limitata ad un certo valore e come non sempre (ed anzi raramente) le risorse possano riacquistare le caratteristiche che dimostravano prima di un evento perturbatore. Inoltre, quand’anche ciò possa avvenire, i tempi sono spesso molto lunghi.

La tendenziale scarsità delle risorse naturali e la crescente necessità di riconoscere loro un valore economico impongono, al fine di uscire dall’aleatorietà delle decisioni prese caso per caso, di procedere con la definizione di parametri di riferimento di carattere generale: in questo processo può essere di grande aiuto la teoria estimativa.

A tali riflessioni si aggiunge il non trascurabile problema di come gestire le esternalità intergenerazionali dei debiti ecologici sia per quanto riguarda quelli contratti nelle precedenti fasi dello sviluppo industriale, sia per quelli che verranno trasferiti alle generazioni future. «L’uomo è propenso a giudicare cose o fatti con il metro della sua vita o giù di lì» (U. Sorbi, opera citata, 1989, pag. 22), ma questo atteggiamento, peraltro comprensibile e forse dettato anche dalla fiducia che si ha verso la tecnologia, con l’ausilio della quale si pensa di poter intervenire sempre e comunque modificando a proprio piacimento il corso della natura, può diventare pericoloso e nefasto per l’umanità. D’altro canto, la percezione dei limiti ambientali e dei danni generati dalle attività antropiche può rappresentare un importante stimolo per percorrere strade di sviluppo più sostenibili.

²⁶ Secondo Corinto (1989), i risultati della produzione e del consumo, cioè lo sviluppo della società, producono una modificazione continua del sistema in cui l’uomo è inserito e di cui fa parte (l’ambiente, infatti, può essere interpretato come il risultato degli scambi tra natura, attività economiche dell’uomo e uomo stesso). L’uomo, nel ciclo delle sue attività produttive, assume dalla natura i fattori originari, li trasforma e li utilizza. Tradizionalmente, si è trascurato il fattore ambientale nelle valutazioni dei processi produttivi, e il riferimento sono sempre stati i beni capitali e i beni di consumo, mentre è ormai chiaro come sia fondamentale considerare quali elementi del ciclo produttivo anche le componenti del sistema ambientale.

Si è detto come, nel corso degli ultimi decenni, il problema della valutazione economica dei beni ambientali abbia subito una notevole rielaborazione teorica, legata soprattutto alle esigenze nate dal dibattito sulla scarsità delle risorse naturali e al conseguente sviluppo dell'economia dell'ambiente. In generale, il problema della definizione del valore di un determinato bene (e con ciò la sua corrispondenza ad una quantità monetaria) è da considerarsi una questione prettamente antropocentrica, nel senso che l'attribuzione di un valore monetario ad una risorsa ambientale non è un elemento che attiene alla sfera dell'indagine scientifica, quanto piuttosto al fatto che il genere umano interagisce con tale risorsa e le attribuisce un valore monetario capace di rispecchiare in qualche modo l'utilità ricavata dal soggetto economico (ANPA, 2002; Howe, 1990; Pearce e Turner, 1991).

Nel caso particolare delle risorse ambientali, volendo tenere in conto tutte le possibili forme di interazione che si sviluppano tra uomo ed ambiente e tutte le utilità che il genere umano ne ricava, è necessario riferirsi al concetto fondamentale di Valore Economico Totale²⁷ (Casoni e Polidori, 2002; Pearce e Turner, 1991; Polelli, 1989; Romano, 1989; Stellin e Rosato, 1998), che rappresenta il risultato dell'aggregazione di tutte le tipologie di valore riconducibili ad un determinato bene:

$$\text{Valore Economico Totale (VET)} = \text{valori d'uso} + \text{valori di non uso}$$

Il valore d'uso è legato all'utilità percepita dai consumatori in seguito alla fruizione di un bene ambientale. E' distinto in valore d'uso diretto, nel caso in cui i beni possano essere consumati direttamente, e in valore d'uso indiretto, derivante dai servizi che l'ambiente offre in maniera indiretta.

Le componenti relative al valore di non uso, invece, si riferiscono a quel valore che può essere attribuito ad una determinata risorsa ambientale prescindendo dal suo effettivo utilizzo. E' la somma del valore di opzione, legato al desiderio di assicurarsi la disponibilità del bene in futuro, del valore di esistenza²⁸, legato alla possibilità di preservare il bene da una possibile distruzione e

²⁷ A tal proposito, si consideri un ambiente capace di fornire un flusso di beni e servizi ambientali $Q(t)$ nell'intervallo temporale $0 \leq t \leq \infty$ e si chiami $V(t)$ il valore di $Q(t)$ aggregato relativamente a tutti gli individui coinvolti. Il valore attuale della risorsa naturale in esame è dato da: $P_0 = \int_0^{\infty} V(t) e^{-rt} dt$, dove r è il tasso di attualizzazione, i valori individuali $V_i(t)$ derivano dalla risoluzione di un problema di massimizzazione vincolata dell'utilità individuale $U = f(Z)$ e Z rappresenta un vettore di attività dalle quali i soggetti ricevono soddisfazione. Per quanto si è detto, P_0 può essere interpretato come il valore del danno dovuto alla distruzione totale della risorsa al momento $t=0$ (Romano, 1989).

²⁸ Per definizione, il valore di esistenza deriva dalla semplice constatazione che il bene ambientale esiste. Non è legato a nessun tipo di uso, né passato, né proiettato al futuro, al punto che può accadere, per casi limite, che elementi naturali con valori di esistenza positivi presentino valori d'uso nulli per un medesimo soggetto. Il concetto di valore di esistenza è strettamente correlato alla definizione di beni pubblici puri, per i quali le attività di consumo non sono competitive né mutuamente esclusive.

del valore di lascito, legato alla possibilità di usufruire del bene da parte delle generazioni future (Bottero e Mondini, 2009; Bresso, 1993; Casoni e Polidori, 2002; Pearce e Turner, 1991).

Al fine di quantificare questi valori, è necessario conoscere la rilevanza che ciascuna componente assume nella determinazione del VET, in quanto essa è variabile da caso a caso²⁹.

Questo aspetto è particolarmente importante nei casi in cui sia richiesta la valutazione degli effetti di un danno ambientale in quanto, nell'eventualità che sia possibile attribuire alle componenti del fenomeno pesi di entità molto diversa al punto che alcune risultino trascurabili rispetto alle altre, è lecito non considerare le componenti ritenute poco significative (con una conseguente semplificazione delle operazioni di stima)³⁰.

Con riferimento agli aspetti misurabili del danno ambientale, volendo fornire una chiave di lettura in termini operativi rispetto alla rilevanza delle diverse componenti del VET, è utile fare ricorso alle nozioni estimative di riproducibilità e surrogabilità. In particolare, per "riproducibilità" di un bene ambientale si intende la possibilità di una sua "ricostruzione" nella forma originale, qualora esso sia stato danneggiato in modo parziale oppure totale; per "surrogabilità" di una risorsa ambientale si intende invece la possibilità di sostituire la risorsa danneggiata con un'altra in grado di surrogarne le funzioni.

La tabella che segue (Tab. 1) illustra sinteticamente quali componenti del Valore Economico Totale siano da prendere in considerazione al variare della tipologia di bene oggetto della valutazione.

Va sottolineato come, oltre ad aspetti tecnici, rientrano in queste valutazioni anche elementi di natura etica.

Poiché questi valori non derivano dall'uso personale della risorsa naturale, hanno una motivazione di matrice altruistica. La letteratura anglosassone a tal proposito individua tre tipi di altruismo: 1) l'altruismo interpersonale, da cui deriva un valore d'esistenza connesso al fatto di sapere che il bene è disponibile per l'uso altrui; 2) l'altruismo intergenerazionale, da cui emerge un valore di esistenza derivante dalla consapevolezza che il bene ambientale sarà disponibile per le generazioni future; 3) un altruismo caratterizzato da un interesse particolare nei confronti dell'ambiente: secondo questo sentimento, l'individuo si sente gratificato dal sapere che un determinato ambiente naturale viene lasciato indisturbato (Romano, 1989).

²⁹ L'entità dei diversi elementi del VET deve essere attribuita per ogni specifico caso di analisi.

³⁰ Nel processo di attribuzione del valore ad un'ipotetica risorsa ambientale è sempre utile verificare, prima di procedere con la valutazione economica vera e propria, l'effettiva rilevanza delle singole componenti in termini di contributo al Valore Economico Totale. Ciò assume particolare importanza nelle valutazioni di danno ambientale, in quanto tale contesto richiede di soffermarsi primariamente sugli aspetti economicamente più rilevanti e socialmente più stringenti (e come tali maggiormente apprezzati dalla collettività).

Tab. 1 Le componenti da prendere in considerazione per la determinazione del VET al variare della tipologia di bene ambientale analizzato

Tipologia di bene	Valore d'uso	Valore d'opzione	Valore di esistenza	Valore di lascito
Riproducibile	si	no	*	no
Irriproducibile surrogabile	si	**	*/**	**
Irriproducibile non surrogabile	si	si	si	si

Legenda:
 (*) elemento dipendente da questioni di tipo etico
 (**) elemento dipendente dal grado di surrogabilità del bene

(Fonte: ANPA, opera citata, 2002, pag. 32)

La differente rilevanza delle componenti di non uso è funzione delle seguenti caratteristiche:

- 1) grado di irreversibilità del processo di degrado a cui è sottoposto il bene ambientale;
- 2) grado di incertezza sul possibile uso futuro del bene danneggiato;
- 3) grado di unicità del bene danneggiato.

2.2 Introduzione alla valutazione del danno ambientale

Nel contesto specifico della valutazione di danni a beni ambientali, un ruolo fondamentale è rivestito dalla nozione di inquinamento³¹.

Nella sfera economica, un fenomeno che genera inquinamento diventa significativo solo quando produce un evidente danneggiamento del benessere degli individui coinvolti; la valutazione deve tenere conto sia degli effetti propri del fenomeno avverso che della reazione umana che ne deriva. L'impostazione è quella di un'analisi fortemente caratterizzata da una visione antropocentrica, il cui obiettivo è determinare l'ipotetica perdita non compensata di benessere percepita da parte di uno o più individui a causa del verificarsi dell'evento di danno. Questo significa anche che, a parità di livello di inquinamento fisico raggiunto, la percezione economica del fenomeno, il cosiddetto "inquinamento economico" (APAT, 2006; Pearce e Turner, 1991)³², non è definito in maniera

³¹ L'uomo partecipa al fenomeno di inquinamento sia come soggetto attivo che come oggetto finale: è, infatti, produttore di fenomeni inquinanti con numerose azioni da lui intraprese a livello individuale o di comunità, ma è contemporaneamente anche il bersaglio diretto o indiretto del medesimo inquinamento (Corinto, 1989).

³² Il manuale *Il risarcimento del danno ambientale: Aspetti teorici ed operativi della valutazione economica*, 2006, curato e coordinato da Edi Defrancesco, con la collaborazione di Giuseppe Di Marco e riconducibile agli autori Alice Candido, Tiziana Cianflone, Giuseppe Di Marco, Edi Defrancesco, Alessandra La Notte, Rosalba Montani, Luca Rossetto, Paolo Rosato, Daria Vagaggini, e Valentina Zanatta è il frutto di una collaborazione tra l'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT, Settore Studi e Valutazioni) e l'Università di Padova (Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali) nell'ambito di una Convenzione che rientra nelle attività programmate dall'Agenzia. Il lavoro è finalizzato alla 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

univoca e statica, ma varia nel tempo e con il mutare del contesto sociale, economico e tecnologico di riferimento. Sul piano economico, l'inquinamento diventa significativo solo quando danneggia il benessere di uno o più individui a causa di una perdita, non compensata, di risorse e servizi ambientali.

Giungere ad una valutazione esaustiva di un fenomeno che abbia danneggiato l'ambiente naturale è sicuramente un problema complesso, in quanto gli effetti vanno esaminati sotto diversi profili, che sono interagenti tra di loro e spesso complementari (APAT, 2002; Howe, 1990):

- a) un profilo di natura scientifica, finalizzato ad individuare ed analizzare le alterazioni del sistema fisico e biologico dovute all'evento di danno;
- b) un profilo antropocentrico, secondo il quale misurare il valore economico dei beni ambientali che interessano l'uomo e coinvolti nelle attività economiche;
- c) un profilo di matrice politica e sociale, attraverso il quale approfondire le modificazioni che avvengono nel sistema sociale e tenere conto dei bisogni collettivi.

La scelta di operare sotto il punto di vista di un profilo piuttosto che di un altro implica di porre maggiore attenzione verso determinati elementi del fenomeno e di ragionare in funzione di obiettivi di natura specifica.

Si riportano nella tabella che segue (Tab. 2) gli obiettivi correlati ai tre diversi profili di analisi.

dell'Ambiente e per la Tutela del Territorio nelle azioni di risarcimento promosse ai sensi dell'art. 18 della L. 349/86. Costituisce la seconda edizione, riveduta ed ampliata, del volume *Il danno ambientale ex.art.18 L.349/86, Aspetti teorici ed operativi della valutazione economica del risarcimento dei danni*. Anch'esso, come il primo documento, nonostante sia incentrato sull'analisi di un articolo di legge abrogato, viene considerato un riferimento tecnico importante nel panorama nazionale per il tema del danno ambientale. Per questo motivo, alcuni concetti presentati nei capitoli 2 e 3 costituiscono una riflessione critica di tale materiale.

Tab. 2 Tipologie di profili secondo cui analizzare il danno ambientale

Tipologia di profilo secondo cui analizzare gli effetti del danno ambientale	Obiettivi specifici
Profilo di matrice scientifica	L'obiettivo primario di questo approccio è studiare l'alterazione dei sistemi fisici, biologici e sociali relativi all'ecosistema che ha subito il danneggiamento.
Profilo di matrice antropocentrica	Ha la finalità di misurare il valore economico dei beni ambientali coinvolti nell'evento di danno.
Profilo di matrice politica e sociale	Il fine è analizzare le conseguenze dell'evento di danno sul sistema politico e sociale coinvolto, al fine di definire adeguate procedure di gestione.

(Fonte: nostra elaborazione da Cummings e Harrison, 1992 e 1995)

«La valutazione di un danno ambientale, inteso come peggioramento del flusso di benessere derivante da un bene a fruizione collettiva, deve tendere all'individuazione della somma economica attraverso cui è possibile acquisire beni che siano in grado di fornire un flusso di utilità equivalente a quello andato perduto. Si tratta di individuare una somma adatta a corrispondere la contrazione di benessere sofferta dai fruitori, sia presenti che futuri, del bene danneggiato»³³.

A livello applicativo, questo approccio pone non poche problematiche³⁴, dovute principalmente al fatto che le risorse ambientali sono beni ad utilità multipla e, in quanto tali, l'analisi di un evento di danno ad esse riconducibile richiede di misurare una molteplicità di componenti.

Esistono, inoltre, difficoltà oggettive che riguardano i benefici prodotti dagli ecosistemi (e di cui la comunità usufruisce) in quanto sfuggono dai consueti meccanismi di mercato.

Ipotizzando di ordinare i beni ambientali secondo un *continuum* che vede collocate ad un estremo le risorse naturali di natura irriproducibile e dall'altro i beni costruiti dall'uomo, si può dimostrare che più un bene è vicino al primo insieme, più è marcata la sua connotazione plurifunzionale, intesa come capacità di produrre utilità di tipo multiplo sia pubbliche che private, mentre quando ci si allontana da questo punto, questa caratteristica tende progressivamente a diminuire. Si pensi, ad esempio, all'evidente plurifunzionalità della componente ambientale "acqua", la quale, oltre a ricoprire ruoli privati legati all'uso civile e industriale, presenta anche funzioni di tipo pubblico

³³ ANPA, opera citata, 2002, pag. 11.

³⁴ A tal proposito, si veda quanto scritto da Sali (1989) secondo il quale, «le imperfezioni della conoscenza, ed in particolare degli impatti ambientali, complicano la quantificazione del danno ambientale che una determina attività determina», G. Sali, *L'approccio economico al danno ambientale in condizioni di incertezza*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano, pag. 210. In particolare, l'autore afferma che l'incertezza nel misurare un danno ambientale può essere di tipo tecnico o sociale: la prima riguarda imperfezioni nelle conoscenze scientifiche, la seconda deriva da difficoltà nelle misurazioni dei valori sociali del danno. Il modo con cui l'incertezza può essere gestita nel corso della valutazione dipende dalla possibilità di assegnare una certa probabilità ad un particolare evento: «in definitiva si può concludere che la valutazione del danno ambientale in condizioni di incertezza può essere affrontata con buoni margini di sicurezza, a patto di utilizzare tutti i presupposti metodologici e concettuali corretti e mirati a definire l'utilità persa, gli *stock* di risorse compromesse, le ripercussioni sulle attività produttive», Sali, opera citata, 1989, pp. 210-211.

riconducibili ad aspetti ricreazionali e di valorizzazione del paesaggio. Per contro, la multifunzionalità di un monumento storico è correlata ad un numero più ridotto di elementi, legati principalmente alla memoria storica e a esigenze di fruizione turistica (APAT, 2006).

Da quanto si è detto, emerge la necessità di definire una procedura univoca per sistematizzare il tema del danno ambientale. Secondo alcuni autori che hanno approfondito la problematica (ANPA, 2002) una strada percorribile è quella dell'approccio duale secondo il quale, per stimare la variazione del valore del bene economico danneggiato, il punto di partenza è l'analisi delle modificazioni indotte nella funzione di spesa dei soggetti economici coinvolti. Si tratta in realtà di un approccio parziale ma che, riferendosi a comportamenti reali e oggettivamente osservabili, è in grado di condurre a valutazioni "robuste" e pertanto più affidabili sul piano operativo. E' inoltre da percorrere indipendentemente dalla qualità del risultato che si è in grado di ottenere, in quanto può rappresentare l'occasione per una campagna di raccolta dati che sia il punto di partenza per l'identificazione delle componenti da considerare nella misurazione degli effetti del danno ambientale.

Le principali fasi da percorrere nel processo di valutazione di un fenomeno di danno³⁵ e gli obiettivi di ciascuna di esse sono riportate nella tabella che segue (Tab. 3).

³⁵ Secondo Dini (1989), a livello concettuale, dimensionare un fenomeno di danno non sembra presentare difficoltà: si tratta di considerare l'eventuale costo di ripristino, da calcolare facendo riferimento agli elementi di natura economica propri dello scenario ambientale analizzato, nonché di quelli che non presentano un mercato di riferimento, e di definire le perdite di valore dovute al fenomeno. In particolare, secondo questa logica, il primo impegno dell'estimatore è un'accurata rilevazione della zona interessata dall'evento di danno, al fine di porre a confronto le caratteristiche dell'ambiente considerato prima e dopo l'insorgere del fenomeno. Una volta rilevati e classificati i beni ed i servizi presenti, è possibile raggrupparli per livelli di valore, operazione che semplifica la determinazione complessiva delle conseguenze del fenomeno. Fatto ciò, una prima indicazione dell'ammontare del danno può derivare dalla valutazione delle differenze, riferite allo stesso momento, dei valori e dei redditi relativamente allo scenario con e senza problematica. Il prendere in considerazione tali differenze di valori ed i costi di ripristino, pur non costituendo una soluzione che soddisfa a pieno, rappresenta per l'autore un primo, pallido tentativo di dimensionare il danno in termini di somma (Dini, 1989).

Tab. 3 Le fasi del processo di valutazione di un evento di danno

Fasi del processo di valutazione	Finalità
Identificazione dei soggetti e dei beni colpiti dall'evento di danno	Costruire una visione esaustiva del fenomeno di danno e arrivare ad una distinzione tra gli effetti agenti su beni o attività private da quelli relativi a beni a fruizione pubblica.
Definizione delle metodologie di stima	Definire le metodologie di stima appropriate per ciascuna componente del danno, facendo riferimento sia ai metodi estimativi tradizionali che a quelli più innovativi.
Individuazione del profilo temporale relativo all'evento di danno	Definire le tempistiche legate al fenomeno di danno. Si tratta di una fase importante in quanto anche da valutazioni di tipo temporale discendono considerazioni legate alla reversibilità del danno e alla ripristinabilità della risorsa danneggiata.
Quantificazione del danno	Quantificare in termini economici, sulla base di diversi approcci, quali ad esempio la valutazione dei costi di ripristino, dei mancati benefici, dei costi di surrogazione oppure del profitto indebito del trasgressore, il valore del danno ambientale verificatosi.

(Fonte: nostra elaborazione)

Prima di procedere con l'analisi delle procedure disponibili per la valutazione dei danni ambientali, è fondamentale avere chiara la distinzione tra beni privati puri, beni misti intesi come beni privati prodotti dal settore pubblico oppure beni collettivi prodotti dal settore privato e beni pubblici (Casoni e Polidori, 2002; Grillenzoni e Grittani, 1994; Polelli, 1989). L'inquadramento di una risorsa danneggiata in una delle citate categorie di fruizione è il primo passo per formulare giudizi sul soggetto da risarcire, sul titolare del risarcimento e sulle modalità di valutazione.

Costituivano inizialmente ambito di stima dell'Estimo classico i beni privati, suddivisi tra beni diretti e beni strumentali³⁶ ed i beni immateriali. A questo schema ormai consolidato, si è aggiunta in tempi relativamente recenti la categoria dei beni pubblici (Sorbi, 1989): «le problematiche connesse alle valutazioni di beni appartenenti alla collettività possono essere considerate come acquisizione disciplinare recente»³⁷. A tal proposito, spunti di riflessione interessanti derivano da Fusco Girard secondo il quale «esistono delle risorse, quali i beni culturali ed ambientali, il cui valore sta assumendo sempre maggiore peso rispetto ad altri valori sociali: la scala delle priorità si sta modificando, riconoscendo ad essi ed ai valori qualitativi una sempre maggiore importanza»³⁸, e da Antonietti, il quale afferma che «rimane valido lo schema del giudizio di stima, ma sono

³⁶ Entrambe le categorie vanno ripartite tra beni ad utilità semplice e beni ad utilità ripetuta.

³⁷ M. Grillenzoni e G. Grittani, *Estimo. Teoria, procedure di valutazione, casi applicativi*, Edizioni Calderini, 1994, Bologna, pag. 11.

³⁸ L. Fusco Girard, *Risorse architettoniche e culturali: valutazioni e strategie di conservazione*, F. Angeli, 1987, Milano, pag. 119.

nuove le problematiche, in quanto la disciplina estimativa si deve adeguare con nuove teorie e parametri: è la concezione sociale della nostra vita a porre anche per l'Estimo una riconsiderazione da un punto di vista precedentemente ignorato»³⁹.

Per essere definita "bene di interesse pubblico", una determinata risorsa deve rispondere almeno ad alcuni requisiti di base, quali l'appartenere alla collettività e il presentare una caratterizzazione qualitativa.

I beni pubblici possono essere di tipo puro, quando l'utilizzo non implica né rivalità né esclusività, oppure di tipo misto, quando sono cioè caratterizzati da assenza di rivalità ma sono fruibili con limitazione. Per definire i beni pubblici, a differenza di quelli privati, è necessario ricorrere al concetto di "free rider" (Polelli, 1989) ovvero di soggetto non pagante il servizio di fruizione del bene che sta utilizzando. A questa tipologia di risorse si contrappongono i beni privati, che presentano grado di rivalità ed escludibilità massimi.

Secondo l'approccio strettamente economico, il processo di valutazione di un determinato danno ambientale muove i primi passi dalla misura delle preferenze umane che si manifestano di fronte ai cambiamenti negativi dello stato dell'ambiente.

A livello pratico questa strada presenta parecchie difficoltà, legate principalmente al fatto che in questo processo vengono coinvolti aspetti qualitativi e soggettivi, valori intrinseci riconducibili alle risorse naturali ed aspetti di natura intergenerazionale, tutti elementi questi per i quali non è banale la trasposizione in termini monetari.

Il rischio maggiore che può derivare dal ripercorrere l'impostazione di tipo classico è quello di pervenire ad una valutazione economica che sottostimi il valore complessivo dell'evento e delle sue conseguenze sull'ambiente naturale⁴⁰. A ciò va aggiunto che, tanto più il bene ambientale coinvolto nel fenomeno avverso presenta forti connotazioni di plurifunzionalità, tanto più la

³⁹ A. Antonietti, *Estimo e politica comunitaria per la salvaguardia ambientale*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano, pag. 37.

⁴⁰ Secondo Dini (1989), la problematica relativa all'esistenza di beni di natura diversa (pubblici, privati e misti) può operativamente essere superata prendendo in considerazione il fatto che per molti di essi esistono degli esemplari a disposizione dei privati che possono essere offerti sul mercato: «con l'approssimazione delle stime possono quindi essere individuati ordini di valore assumibili per la stima dei beni pubblici» (Dini, opera citata, 1989, pag. 175). Se, inoltre, si parte dall'assunto tale per cui i beni pubblici svolgono determinate funzioni e originano flussi che sono equiparabili a quelli derivanti da beni di proprietà privata, ne consegue che, conoscendo i prezzi dei secondi, si avranno indicazioni anche su quelli dei primi. Ma, sempre secondo l'autore, a questo apparato sfuggono valutazioni fondamentali relative al valore di non uso dei beni ambientali; da qui la necessità di approfondire la problematica in termini estimativi.

valutazione deve essere in grado di tenere conto di questa molteplicità di funzioni, onde evitare di sottostimare ancora ulteriormente le conseguenze del fenomeno.

2.3 Introduzione alla misura monetaria del valore dei beni ambientali e dei fenomeni di danno correlati

L'esigenza di quantificare il valore di un bene ambientale richiede implicitamente di procedere con la misurazione, attraverso un'unità di misura convenzionale, del suo livello di utilità e di soddisfacimento di determinati bisogni. All'interno dei sistemi economici il riferimento primario è la moneta: il valore di tutte le merci può essere espresso da un prezzo. In prima approssimazione, la valutazione monetaria coincide con la necessità di quantificare la somma di denaro con cui un bene può essere acquisito in un determinato luogo e momento. Si definisce così il valore di scambio.

Esistono però situazioni in cui si opera in assenza di mercato, come spesso avviene per i beni ambientali. In queste circostanze, il valore economico può essere espresso attraverso la quantità di moneta capace di fornire un'utilità pari a quella prodotta dal bene stesso.

Per misurare questa quantità di moneta, viene proposto in letteratura il concetto di "*surplus del consumatore*" (Bergstrom, 1990; Casoni e Polidori, 2002; Pearce e Turner, 1991) definito come la differenza tra la quantità di denaro che i consumatori sono disposti a pagare per un bene (il valore lordo) e la quantità di denaro che effettivamente spendono per il bene stesso (il valore finanziario) (ANPA, 2002). Nel caso in cui il bene sia a fruizione pubblica e gratuita, il valore lordo coinciderà con il valore netto, poiché il valore finanziario è pari a zero. Il concetto di *surplus del consumatore* applicato alla sfera dei beni pubblici si basa sul confronto tra l'utilità percepita attraverso la fruizione ed i sacrifici necessari per acquisirla; il prezzo viene ad essere identificato con la fatica, la spesa indiretta e il tempo investito per ottenere quello specifico bene.

L'applicazione del concetto di *surplus del consumatore* alla sfera dei beni economici ambientali fornisce spunti di riflessione sulla nozione di danno ambientale e sulla possibilità di ottenere una misura monetaria, in quanto «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»⁴¹.

Naturalmente il termine “fruizione” va inteso in senso lato, in quanto le utilità derivanti dal bene ambientale spesso vanno oltre il mero valore d’uso e riguardano anche la sfera del valore di non uso. In taluni casi particolari, questo secondo elemento può addirittura risultare preponderante rispetto al primo. I risvolti applicativi di questa considerazione sono importanti, in quanto ne deriva che la valutazione economica di un danno ad una risorsa di natura pubblica si configura come l’analisi delle variazioni di *surplus* riconducibili all’evento avverso ed alle sue conseguenze.

Importanti perfezionamenti alla nozione di *surplus* del consumatore si devono a Hicks (1943) e a Marshall (1959) (Casoni e Polidori, 2002). Il primo autore propone di incorporare nella misura del *surplus* gli effetti di reddito dovuti a variazioni nel prezzo e nella disponibilità dei beni economici. Si tratta di tenere conto di dinamiche per le quali un aumento del prezzo di un determinato bene non diminuisce il benessere del consumatore solo per effetto del minor consumo che ne deriva, ma anche perché provoca una diminuzione del reddito del soggetto e una conseguente riduzione del potere d’acquisto nei confronti di altri eventuali beni. Analogamente, la diminuzione della disponibilità di un bene ambientale pubblico non diminuisce il benessere del consumatore solo per effetto diretto, ma anche perché induce conseguenze sull’andamento del reddito.

A seguito di una drastica riduzione della disponibilità di un bene pubblico per il verificarsi di un evento di danno a cui è legata una quota rilevante dell’utilità percepita da un individuo, il soggetto subirà una contrazione del reddito reale dovuta alle spese difensive indotte⁴² e una traslazione della funzione di domanda del bene verso valori più bassi. Il risultato finale di questo processo è una contrazione nella disponibilità a pagare per il bene superiore a quella attesa sulla base della sola riduzione di disponibilità del bene medesimo.

Per quanto riguarda invece il pensiero di Marshall, egli propone un approccio teorico di tipo organico alla misura del *surplus* del consumatore attraverso la misurazione a livelli di reddito costante. L’autore ritiene interessante sviluppare una metodologia che sia in grado di descrivere la disponibilità a pagare per un determinato bene in rapporto al reddito effettivamente disponibile definendo, in termini monetari, l’utilità che il consumatore trae dalla fruizione del bene medesimo. Si tratta di un’interpretazione attendibile quando la variazione del prezzo non modifica

⁴¹ ANPA, opera citata, 2002, pag. 34.

⁴² Si pensi, ad esempio, al caso in cui il verificarsi di fenomeni di inquinamento in un centro urbano spinga gli abitanti del luogo a sostenere spese aggiuntive per installare opere difensive e per ricorrere a misure mitigative.

in modo sostanziale il potere di acquisto del consumatore. Può essere di aiuto nella valutazione del danno ambientale quando è richiesto di quantificare in termini economici la riduzione della disponibilità di un bene pubblico a causa di un fenomeno di danno.

Da quanto si è detto, sembra emergere che il modello di calcolo del *surplus* del consumatore proposto da Hicks sia preferibile rispetto a quello marshalliano ogni qualvolta siano da analizzare fenomeni che influiscono significativamente sull'equilibrio economico e che vadano ad incidere sulle funzioni di domanda e di offerta dei beni relativi all'ambito in cui si è verificato l'evento di danno.

Misurare le variazioni di *surplus* del consumatore che si verificano per fenomeni di riduzione della disponibilità di beni ambientali è una fase che non si può trascurare se si vuole essere certi di non sottostimare il valore economico del danno.

In bibliografia sono reperibili modelli matematici per stimare la misura monetaria delle variazioni di benessere dovute al verificarsi di fenomeni di danno nei confronti dell'ambiente. Tra questi, se ne riporta uno ritenuto particolarmente interessante (ANPA, 2002)⁴³.

Si assuma, quale punto di partenza, di costruire una funzione di benessere di tipo generale come quella che segue (1):

$$U = f(p^x, q^k, M) \quad (1)$$

dove

p^x rappresenta il vettore dei prezzi di mercato dei beni;

q^k è il vettore delle quantità di beni ambientali disponibili;

M costituisce il reddito del consumatore, inteso specificatamente come quella parte di reddito destinata ad essere spesa per i consumi;

U è il livello di utilità percepita dal consumatore.

La relazione (1) descrive in maniera esaustiva il rapporto tra livello di benessere raggiunto dalla collettività e quantità di beni pubblici e privati di cui essa può disporre per soddisfare i propri bisogni. In particolare, la prima grandezza è funzione delle altre.

Si ipotizzi inoltre che all'istante corrente la medesima collettività abbia diritto a godere di un determinato bene ambientale Z, per una quantità pari a q^z_1 .

Inserendo nella formulazione generale gli specifici elementi descritti, i consumatori si troveranno a godere di un livello di utilità iniziale U_1 pari a:

⁴³ ANPA, opera citata, 2002, pag. 37.

$$U_1 = f(p_{1,x}, q_{1,k}, M_1)$$

Esplicitando il reddito, si ottiene questa forma:

$$M_1 = g(p_{1,x}, q_{1,k}, U_1)$$

Se, a causa di un evento di danno, si verifica una contrazione del bene ambientale Z disponibile (che varia in quantità da $q_{1,z}^z$ a $q_{2,z}^z$) il benessere della collettività diminuisce fino ad assumere un valore U_2 pari a:

$$U_2 = f(p_{1,x}, q_{1,k}^z, q_{2,z}^z, M_1)$$

Ne discende che l'appropriata misura per quantificare la perdita di benessere di cui la collettività risente a causa della contrazione del bene ambientale è fornita dal cosiddetto "surplus compensativo" (SC), ovvero dalla minima compensazione che il consumatore è disposto ad accettare per sopportare un deterioramento dell'ambiente e per mantenere costantemente pari a quello iniziale il suo livello di utilità. Fissato in M_2 quel valore specifico di reddito che permette di ricostruire l'utilità iniziale U_1 pur in presenza di danno ambientale, si ottiene la seguente relazione:

$$U_1 = f(p_{1,x}, q_{1,k}^z, q_{2,z}^z, M_2)$$

che, esplicitata secondo M_2 , diventa:

$$M_2 = g(p_{1,x}, q_{1,k}^z, q_{2,z}^z, U_1)$$

Il surplus compensativo è quindi dato dalla differenza tra M_2 ed M_1 :

$$SC = M_2 - M_1, \text{ con } M_2 > M_1$$

(Fonte: modello tratto da ANPA, 2002)

Il surplus compensativo è una grandezza in grado di rappresentare la disponibilità da parte di un soggetto economico 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 Civile⁴⁴ (Bajno e Rosi, 1989). Relativamente a questa interpretazione di danno, il SC misura quell'incremento di reddito pari alla quantità di denaro che rende i fruitori indifferenti tra la situazione "prima" e "dopo" il verificarsi del fenomeno. Si tratta di una forma di compensazione del peggioramento del livello di benessere a cui i soggetti sono sottoposti per la contrazione della quantità di beni ambientali disponibili.

La misura monetaria del danno dovuto alla contrazione della disponibilità di un determinato bene ambientale deve fare riferimento al concetto di surplus compensativo. A ciò va aggiunto che i percorsi possibili per la risoluzione del problema della quantificazione di un fenomeno di danno

⁴⁴ L'art. 2043 del Codice Civile "Risarcimento per fatto illecito" recita che «qualunque fatto doloso o colposo che cagiona ad altri un danno ingiusto, obbliga colui che ha commesso il fatto a risarcire il danno».

dipendono anche dalla tipologia di risultato che si intende raggiungere. Inoltre, va ricordata la necessità di integrare le valutazioni con gli esiti di eventuali confronti avvenuti con le indicazioni normative e giurisprudenziali in tema di danno ambientale. A tal proposito, se si intendono seguire le indicazioni fornite dal dettato costituzionale italiano e dalle norme emanate in tema di danno all'ambiente secondo le quali la collettività ha diritto a godere di un livello di benessere pari a quello di cui disponeva prima del verificarsi dell'evento (Antonietti, 1989), il riferimento per ogni metodologia di valutazione non può che essere il livello iniziale di utilità U_1 ⁴⁵.

Stabilito a livello teorico che questo è il traguardo da raggiungere, la soluzione ha carattere estimativo e si configura nell'individuazione dell'aspetto economico più appropriato alla ricostruzione di tale livello di benessere ed alla misura del danno.

A tal proposito, un primo riferimento concettuale utile per definire quale possa essere il percorso metodologico più adatto alla valutazione di un evento di danno date le caratteristiche del bene ambientale coinvolto fa riferimento agli elementi presenti nella tabella che segue (Tab. 4).

Tab. 4 Linee guida per la valutazione del danno ambientale

Tipologia di bene danneggiato	Percorso metodologico di riferimento
Riproducibile	Nella fase di valutazione del danno devono essere considerati i costi diretti ed indiretti da sostenere per la ricostruzione della situazione iniziale.
Irriproducibile e surrogabile	Nella fase di valutazione del danno devono essere presi in considerazione possibili beni pubblici sostitutivi e relativi costi.
Irriproducibile e non surrogabile	La valutazione deve fare riferimento alla somma di denaro in grado di compensare la perdita subita.

(Fonte: nostra elaborazione)

⁴⁵ Si pensi, ad esempio, a quanto esplicitato all'art. 306 comma 2 del *Testo Unico Ambientale*: «Il Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio decide quali misure di ripristino attuare, in modo da garantire, ove possibile, il conseguimento del completo ripristino ambientale [...]». Per quanto riguarda la quantificazione del danno ambientale così come disciplinata dall'art. 5 bis del D.L. n. 135/2009, viene previsto che il responsabile del danno ambientale sia tenuto «all'effettivo ripristino a sue spese della precedente situazione e, in mancanza, all'adozione di misure di riparazione complementare e compensativa di cui alla Direttiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 21 aprile 2004, secondo le modalità prescritte nell'allegato II alla medesima Direttiva [...]. Quando l'effettivo ripristino o l'adozione di misure di riparazione complementare o compensativa risultino in tutto o in parte omessi, impossibili o eccessivamente onerosi ai sensi dell'articolo 2058 del Codice Civile o comunque attuati in modo incompleto o difforme rispetto a quelli prescritti, il danneggiante è obbligato in via sostitutiva al risarcimento per via equivalente patrimoniale nei confronti dello Stato [...]». Inoltre, secondo quanto riportato nel sopracitato articolo, «l'obbligo di ripristinare la situazione precedente, ovvero di corrispondere un risarcimento per equivalente patrimoniale, viene sostituito con la necessità di operare con una previsione di natura più analitica, in base alla quale il responsabile del danno dovrà procedere, secondo l'ordine di priorità stabilito dalla norma, all'effettivo ripristino della precedente situazione; ovvero all'adozione di misure di riparazione complementare e compensativa; ovvero al risarcimento per equivalente patrimoniale nei confronti dello Stato», G. Taddei, *Il risarcimento del danno ambientale dopo l'art. 5 bis del D.L. n. 135/2009*, Ambiente e Sviluppo 2/2010, pp. 122-123. Anche a livello normativo viene sottolineata la necessità, ove possibile, di riportare l'ambiente alle condizioni caratterizzanti la situazione "senza danno".

2.4 La misura economica del danno ambientale

Il processo di valutazione di un fenomeno di danno che abbia coinvolto le risorse ambientali deve necessariamente avere origine dall'analisi delle relazioni tra il bene ambientale stesso e lo stato dei soggetti economici che ne usufruiscono, dove con stato si intendono comportamento e livello di soddisfazione dei consumatori.

L'intensità e la qualità di tali relazioni sono funzione dell'estensione del danno avvenuto, della gravità delle conseguenze e del numero di soggetti coinvolti. A tal proposito, è bene sottolineare come gli strumenti estimativi siano adatti a trattare primariamente episodi di danno ambientale di tipo non catastrofico, circoscritti cioè a realtà locali, mentre materia di riflessione diversa sono gli episodi legati a danni di maggiore entità.

Il primo *step* operativo consiste nel distinguere tra danni all'ambiente che hanno determinato un adattamento dei soggetti che lo hanno subito e che manifestano apertamente una modifica nel loro comportamento e danni che invece non hanno prodotto questo effetto. E' una classificazione importante a livello operativo in quanto nella prima condizione il soggetto potrà presumibilmente in atto una serie di strategie che gli consentiranno di ridurre al minimo la perdita di utilità dovuta all'evento, con conseguenti modificazioni nei livelli di spesa. Nel secondo caso, invece, la mancata messa in atto di una qualche forma di adattamento determinerà conseguentemente una perdita di utilità. In linea generale, le situazioni che permettono la messa in opera di strategie di adattamento sono preferibili rispetto a quelle in cui questo non avviene, in quanto il comportamento adattativo assunto dal soggetto economico minimizza gli effetti del danno e permette il raggiungimento di un livello di utilità superiore a quello che si avrebbe in assenza di comportamenti difensivi.

Per danni estesi esclusivamente a scala locale, sembrano essere alquanto rari i casi in cui i soggetti economici sono impossibilitati a mettere in atto una strategia difensiva; d'altra parte, nel caso di disastri ambientali su larga scala, lo sconvolgimento dell'assetto sociale ed economico che ne deriva è di solito tale da limitare effettivamente le possibilità di reazione del sistema e dei singoli soggetti coinvolti.

Quando sono osservabili fenomeni adattativi in conseguenza del verificarsi di un danno ambientale da parte del sistema economico e dei soggetti che lo costituiscono, è possibile stimare le conseguenze dell'evento attraverso un approccio diretto che parte dalla valutazione dell'entità degli aggiustamenti medesimi. Se invece ciò non si verifica, si deve procedere con una stima di tipo

indiretto, per mezzo della quale devono essere analizzate le variazioni di utilità dei soggetti coinvolti (Polelli, 1989).

In particolare, nel caso in cui il danno ambientale produca degli adattamenti da parte dei soggetti economici coinvolti, al verificarsi di una diminuzione del flusso di servizi provenienti dalle risorse ambientali seguirà a sua volta una variazione nel comportamento dei consumatori e dei produttori. Da queste modifiche, secondo una relazione di causa-effetto, deriverà un mutamento nell'assetto del mercato definibile attraverso le quantità e i prezzi dei beni scambiati nella nuova configurazione.

Ai fini della valutazione dei fenomeni di danno, è importante sottolineare come qualsiasi evento che produce una variazione delle caratteristiche qualitative dell'ambiente, siano esse di matrice positiva che negativa, è soggetto a generare ripercussioni sul sistema economico e produttivo nel quale l'evento stesso si è verificato. Riferendosi in questo contesto ai soli eventi negativi, tali conseguenze andranno a riguardare principalmente i seguenti ambiti di azione:

- a) modificazioni nel paniere dei beni acquistati da parte dei consumatori;
- b) modificazioni nei processi produttivi;
- c) variazione del valore e della consistenza del capitale naturale e costruito a disposizione dei soggetti economici;
- d) verificarsi di situazioni che rappresentano la somma di due o più dei casi precedenti (APAT, 2002).

Gli effetti di un determinato danno ambientale sono traducibili in elementi economici attraverso l'analisi delle variazioni di flusso del reddito, del profitto, dell'utilità e del valore del capitale.

I fenomeni di danno che vanno ad incidere sull'ambiente presentano generalmente una natura molteplice; compito dell'estimatore è ricostruire la natura dell'evento come risultante delle diverse componenti che lo caratterizzano. In particolare, ognuna di queste componenti deve essere valutata in maniera separata dalle altre e, una volta esaurita l'analisi settoriale, è necessario procedere all'aggregazione dei risultati ponendo estrema cura nell'evitare i doppi conteggi.

La chiave di lettura per identificare e valutare il livello del cambiamento indotto da una diminuzione della qualità ambientale dovuta a sua volta al verificarsi di un evento avverso è il confronto tra due situazioni specifiche, quella con danno avvenuto e quella che invece si sarebbe osservata in assenza di danno. Si tratta, in altre parole, di studiare la differenza che sussiste tra la situazione "con danno" e "senza danno", *«the with-without principle: we seek to identify and measured all changes between the system as it evolves with the natural hazard event having taken*

*place and as it would have evolved without the occurrence of the natural hazard event»*⁴⁶. La terminologia “con danno/senza danno” non è casuale, ma è da preferire a quella di “*post/ante*” in quanto l’approccio corretto al problema è una valutazione incentrata su un unico momento temporale⁴⁷. Se non si segue questa impostazione può infatti succedere che, nell’arco di tempo che intercorre tra “prima” e “dopo” il danno, la situazione sia mutata per cause indipendenti dall’evento stesso che si sta valutando, con il conseguente raggiungimento di risultati errati per l’inserimento di elementi di disturbo nell’analisi (Howe e Cochrane, 1993; Mattia e Miccoli, 1989).

2.4.1 Fenomeni di danno e comportamento del consumatore

Per analizzare l’effetto che le variazioni di disponibilità dei beni ambientali hanno sul comportamento del consumatore è importante ricordare come egli rappresenti un soggetto economico guidato nelle scelte dall’esistenza di un *set* di possibili preferenze costituenti la funzione di utilità e come le decisioni in merito si concretizzino nella scelta della quantità e della tipologia di beni da consumare, il tutto con l’obiettivo di massimizzare il benessere personale (Cantisani, 2008; Casoni e Polidori, 2002).

L’utilità è una grandezza in grado di rappresentare l’ordine di preferenze che un determinato individuo manifesta nei confronti di beni, servizi o combinazioni di essi disponibili sul mercato e verso i quali indirizza le proprie scelte di consumo. La variazione di utilità non è una grandezza quantificabile direttamente, ma può essere stimata attraverso la variazione del *surplus* del consumatore. I prezzi pagati dal consumatore per procurarsi i beni economici sono vincolati verso l’alto dalla massima disponibilità a pagare ma, al di sotto di questa soglia, dipendono esclusivamente dalle caratteristiche del mercato.

Caso limite è quello dei beni pubblici, per i quali il prezzo di riferimento è nullo.

Quando i consumatori reagiscono ad un danno ambientale, si osserva nel mercato una modificazione della funzione di spesa dalla cui analisi è possibile desumere informazioni utili per la valutazione monetaria del fenomeno. Sposando la tesi del cosiddetto “approccio duale” secondo cui il consumatore cerca, tra le diverse combinazioni di beni e servizi disponibili, la specifica

⁴⁶ C. Howe e H. Cochrane, *Guidelines for the uniform definition, identification, and measurement of economic damages from natural hazard events*, Program on Environment and Behavior, Special Publication n. 28, Institute of Behavioral Science, University of Colorado, 1993, pag. 2.

⁴⁷ Si rimanda al paragrafo 4.2 per una rassegna di casi studio nei quali è possibile riscontrare l’applicazione di tale metodologia.

allocazione di reddito che gli consente di raggiungere un prefissato livello di utilità con la minima spesa, le implicazioni economiche di una variazione negativa della qualità dell'ambiente possono essere valutate evidenziando le correlate modifiche della funzione di spesa. All'approccio duale sopra descritto, si contrappone quello primale, che si basa sulla massimizzazione della funzione di utilità, soggetta però al vincolo del reddito disponibile.

Si supponga a titolo esemplificativo di analizzare una situazione in cui, a causa del verificarsi di un evento di danno, si riscontri una variazione negativa di una determinata caratteristica ambientale Q (dal valore Q_s a quello Q_c , con $Q_s > Q_c$). Per quanto si è detto finora, a questa variazione seguirà una modificazione delle modalità di allocazione del reddito, ad esempio dovuta all'iniziativa personale di un soggetto economico di affrontare spese difensive, ed una contrazione del livello di benessere da un valore U_s ad uno U_c , con $U_s > U_c$.

Sotto queste ipotesi, la variazione rintracciabile nella funzione di spesa (ΔE) assumerà questa forma⁴⁸:

$$\Delta E = E(P_c, U_c, Q_c) - E(P_s, U_s, Q_s)$$

dove:

P_i sono i prezzi dei beni e dei servizi offerti dal mercato di riferimento;

Q_i rappresentano le quantità di beni ambientali disponibili.

Se si interpretano gli effetti di un danno ambientale come una variazione negativa delle risorse a fruizione libera e gratuita da cui derivano a loro volta modificazioni nella funzione di spesa del consumatore che vede ridursi la propria utilità, il risarcimento del danno (D) può essere assimilato ad una forma di compensazione che, andando a rimodellare la funzione di spesa, riporta l'utilità del consumatore ad un livello pari a quello iniziale. Il risarcimento assumerà la seguente forma:

$$D = E(P_c, U_s, Q_c) - E(P_s, U_s, Q_s)$$

Ovviamente, non è certo a priori che la funzione di spesa che si ha in presenza di risarcimento del danno coincida con quella relativa alla situazione che si avrebbe avuto in assenza del fenomeno, in quanto questa circostanza si verifica solo quando esistono le condizioni per ristabilire effettivamente gli elementi caratterizzanti il momento iniziale Q_s .

Ne deriva che la componente di disagio sofferta dai consumatori a causa del verificarsi di un evento di danno può essere definita come il livello minimo di spesa capace di assicurare il ritorno al livello iniziale di utilità U_s ed in grado di compensare pienamente la riduzione del livello di

⁴⁸ ANPA, opera citata, 2002, pp. 44-45.

qualità ambientale. Al fine di procedere con un'analisi esaustiva, è bene valutare l'eventuale presenza di elementi economici aggiuntivi (quali ad esempio esborsi legati a spese difensive oppure costi di surrogazione sostenuti per ristabilire l'utilità originaria).

Il tema della surrogabilità delle risorse è un nodo centrale nelle valutazioni di danno con metodi estimativi di tipo tradizionale in quanto, nei casi in cui sia verificabile un certo grado di sostituibilità tra i beni ed i servizi offerti dal mercato ed i beni ed i servizi ambientali che sono stati danneggiati, è possibile derivare dal mercato stesso le informazioni utili a definire l'entità del fenomeno avvenuto.

Si riportano di seguito (Tab. 5) alcune considerazioni relative a due casi limite che si possono verificare nell'impiego dell'approccio duale per la valutazione delle conseguenze patite dai consumatori a causa di fenomeni di alterazione dell'ambiente.

Tab. 5 Possibili approcci estimativi al variare delle caratteristiche del fenomeno di danno

Caratteristiche del danno sofferto dai consumatori	Approccio estimativo da utilizzare ai fini della valutazione
E' possibile il ripristino ambientale, in quanto l'evento di danno non ha compromesso in modo irreversibile la qualità ambientale delle risorse. La qualità ambientale iniziale Q_s può essere ristabilita o ripristinata attraverso un investimento, il cui costo rappresenta indirettamente una misura del danno subito.	La valutazione delle componenti di danno fa riferimento al costo di riproduzione oppure di ricostruzione.
L'evento di danno ha provocato un'alterazione dell'ambiente che non permette di ristabilire la situazione iniziale (danno irreversibile) e si registra una diminuzione di utilità da U_s ad U_c . Il danno corrisponde a quella spesa che permette di riportare il soggetto danneggiato alla condizione di utilità iniziale.	La valutazione delle componenti di danno fa riferimento al valore di surrogazione.

(Fonte: nostra elaborazione)

Le spese difensive possono essere considerate sotto una duplice valenza; se da un lato rappresentano le spese che vengono ordinariamente sostenute per ottenere il ripristino dell'utilità iniziale, dall'altro sono interpretabili come costi di surrogazione.

I principi finora espressi sono di tipo generale; nella realtà, ogni situazione necessita di una valutazione specifica e strutturata *ad hoc*, che sappia tenere conto delle peculiarità del danno ambientale verificatosi, del numero di soggetti coinvolti e delle caratteristiche del sistema danneggiato.

L'attendibilità della misurazione delle componenti di danno subite dai consumatori attraverso l'analisi della funzione di spesa è elevata solo in quelle situazioni in cui l'entità del fenomeno non influenza l'andamento del mercato e il suo equilibrio. Diverso è il caso in cui l'entità del danno è tale da inficiare gli equilibri preesistenti: in situazioni del genere, a seguito delle variazioni dell'andamento dei prezzi di mercato, si registra una modifica del *surplus* del consumatore

riconducibile anche a soggetti che non sono direttamente interessati dal danno. Si tratta di dinamiche che agiscono ad una scala più ampia.

In sintesi, è possibile ottenere una stima verosimile delle componenti del danno sofferte dai consumatori attraverso l'analisi della funzione di spesa solo quando si verificano le seguenti condizioni:

- 1) l'entità del danno è limitata o comunque tale da non comportare modifiche nell'equilibrio di mercato;
- 2) esiste una sostituibilità tra beni e servizi ambientali danneggiati e beni e servizi prodotti dal mercato;
- 3) è possibile ripristinare il livello di utilità iniziale, ovvero relativo alla situazione "senza" danno (ANPA, 2002).

2.4.2 Fenomeni di danno e comportamento del produttore

Anche il comportamento del produttore inteso come soggetto economico viene influenzato dalla qualità dell'ambiente in cui si trova ad operare, in quanto è probabile che una variazione dello stato delle componenti ambientali si ripercuota sui livelli produttivi e sui costi di produzione (Cantisani, 2008; Sali, 1989).

E' però interessante sottolineare come dal punto di vista di un soggetto produttore la tematica del danno ambientale assuma due differenti connotazioni tra loro contrapposte a seconda del ruolo che si trova a ricoprire. E' molto diverso se il soggetto è coinvolto in maniera passiva, subendo direttamente il danno ambientale, oppure se ne è responsabile in maniera attiva, come soggetto attuatore che trae un profitto indebito dall'evento.

Si analizzano di seguito le implicazioni delle due possibilità descritte.

Caso 1) Il produttore è soggetto passivo che è stato danneggiato.

Il comportamento del produttore coinvolto può essere analizzato sia ricorrendo all'approccio primale che a quello duale. Ovviamente i due metodi devono condurre alla medesima soluzione, ma l'approccio duale sembra essere preferibile in quanto permette di operare direttamente sulla funzione di costo, che è una grandezza direttamente misurabile e pertanto di natura oggettiva. Al contrario, l'approccio primale richiede di procedere mediante l'analisi della funzione di

produzione, elemento che a sua volta impone di conoscere nel dettaglio la tecnologia produttiva utilizzata.

Ipotizzando di optare per l'approccio duale, il problema di scelta con cui il produttore si deve confrontare è incentrato sulla necessità di garantire nel tempo un prefissato livello di produzione sotto due vincoli, quello di minimizzazione dei costi di produzione e quello di impiego di fattori di produzione reperibili sul mercato e di risorse ambientali con adeguate caratteristiche qualitative. A seguito di un danno che abbia generato un'alterazione in termini quantitativi e qualitativi delle risorse ambientali impiegate nel processo produttivo, si possono a loro volta constatare variazioni anche consistenti nel livello di produzione raggiunto dalle imprese coinvolte.

L'attendibilità di questa tipologia di valutazione dipende da due elementi fondamentali quali l'effettiva possibilità di sostituire le risorse ambientali danneggiate con fattori produttivi già presenti sul mercato e la corrispondenza di tale operazione sull'andamento dei prezzi.

La sostituibilità tra risorse naturali e fattori produttivi reperibili sul mercato è un elemento fondamentale in quanto da essa discende la possibilità di stabilire forme di compensazione del danno subito, dalla cui analisi in chiave economica può derivare il dato di base per procedere a misurazioni di tipo diretto.

In generale, a seguito del verificarsi di un evento di danno che abbia coinvolto le risorse ambientali, le diverse situazioni che si possono venire a creare sono caratterizzate da uno dei seguenti eventi:

- 1) si sono verificate alcune modificazioni nell'equilibrio produttivo, che tuttavia può essere ripristinato.

In questo caso, il produttore è costretto a sostenere un costo aggiuntivo per ristabilire le condizioni di produzione relative alla situazione "senza" evento e la componente di danno può essere misurata in termini di costi da sostenere per ripristinare il livello qualitativo Q_s del fattore ambientale danneggiato. L'ammontare dei costi di ripristino dipende dall'entità e dalla natura del fenomeno avvenuto;

- 2) la produzione relativa alla situazione "senza" danno può essere ristabilita, ma ciò è possibile solo ricorrendo ad una diversa combinazione di fattori produttivi rispetto a quella presente prima del verificarsi del fenomeno.

In questo caso, le risorse ambientali devono essere surrogate da altri fattori produttivi e la componente di danno sofferta dal produttore può essere valutata attraverso l'incremento del livello di costo minimo necessario per assicurare il ritorno ad un livello di produzione

pari a quello iniziale. Si compensa la riduzione del livello quantitativo e qualitativo delle risorse ambientali attraverso i costi di surrogazione e quelli difensivi;

- 3) il livello di produzione relativo alla situazione “senza danno” non può essere ripristinato in quanto non è possibile ricostruire o surrogare le risorse ambientali iniziali con altri fattori produttivi. Si tratta di una situazione limite nella quale l’unica soluzione compensativa del danno è costituita dall’ottenimento da parte dei soggetti danneggiati di un risarcimento economico di entità almeno pari alla perdita di reddito subita.

I casi descritti rappresentano situazioni estreme con confini molto definiti; nella realtà, il fenomeno maggiormente frequente è il verificarsi di una combinazione di due o più delle situazioni precedentemente descritte.

Le procedure di valutazione per il danno ambientale delineate hanno senso solo quando gli eventi da analizzare non hanno natura catastrofica, tale cioè da generare effetti indotti su larga scala e impatti concatenati non facilmente quantificabili nello spazio e nel tempo.

L’approccio incentrato sulla valutazione dell’andamento della funzione di costo relativa al soggetto produttore, similmente al caso del consumatore, consente quindi un’agevole stima del danno quando siano verificate le seguenti ipotesi:

- 1) l’entità del danno è limitata, al punto che non si verificano sconvolgimenti del mercato tali da condizionare i risultati;
- 2) sussiste una condizione di sostituibilità tra i fattori produttivi ambientali danneggiati ed altri fattori produttivi rintracciabili nel mercato;
- 3) è possibile ripristinare la perdita di reddito sofferta dal produttore a causa del verificarsi dell’evento di danno.

Sotto queste ipotesi è possibile affrontare la stima del danno sofferto dai produttori ricorrendo ad approcci estimativi classici quali l’analisi dei costi di produzione, dei costi di surrogazione o dei valori di trasformazione (ANPA, 2002).

2.4.3 Danno ambientale e profitto indebito

Non sono rari i casi in cui determinati danni ambientali sono causati volutamente da un soggetto produttore il quale, al fine di trarne un vantaggio personale in termini di profitto economico, impiega nel processo produttivo risorse ambientali in maniera non conforme. Quando ciò avviene,

l'attenzione viene focalizzata principalmente sul responsabile del danno, come previsto all'art. 2041 del Codice Civile⁴⁹.

Il tema della stima del profitto indebito è affrontato anche a livello normativo; si pensi all'art. 18 della Legge 349/86, nel quale questo fattore veniva descritto come uno dei parametri di riferimento per la valutazione equitativa⁵⁰ dei danni ambientali per tutti quei casi in cui non fosse possibile quantificare l'evento attraverso altre procedure: «da un punto di vista strettamente economico, il profitto indebito è pari ai maggiori benefici netti percepiti dal produttore nell'ipotesi di sfruttamento non conforme delle risorse ambientali»⁵¹.

Sono diverse le modalità secondo le quali può manifestarsi un profitto indebito; esse fanno principalmente riferimento a quattro situazioni:

- 1) il livello produttivo autorizzato non consente all'impresa di raggiungere un certo valore di produzione che invece sarebbe perseguibile sfruttando le tecnologie produttive disponibili. Operando in violazione delle norme, il produttore aumenta il livello produttivo e ottiene un incremento dei ricavi più che proporzionale rispetto ai costi (che rappresenta il profitto indebito del produttore);
- 2) il pregiudizio ambientale è associato ad un aumento di produzione ma non ha alcun effetto sul livello dei costi medi di produzione;
- 3) il pregiudizio ambientale non comporta modifiche del livello produttivo, ma la condizione di mancato rispetto delle norme ambientali riduce i costi medi di produzione, in quanto manca da parte dell'impresa l'internalizzazione dei costi esterni per i fenomeni di inquinamento. E' questo il tipico caso in cui nessuna misura di protezione dall'inquinamento viene adottata dal produttore;
- 4) il mancato rispetto delle norme ambientali è associato ad una variazione sia del livello produttivo che dei costi medi di produzione. E' questa la situazione più generale tra quelle

⁴⁹ L'art. 2041 del Codice Civile "Azione generale di arricchimento" recita che «chi, senza una giusta causa, si è arricchito a danno di un'altra persona è tenuto, nei limiti dell'arricchimento, a indennizzare quest'ultima della correlativa diminuzione patrimoniale. Qualora l'arricchimento abbia per oggetto una cosa determinata, colui che l'ha ricevuta è tenuto a restituirla in natura, se sussiste al tempo della domanda». A tal proposito, si ritiene utile ricordare che in materia di danno ambientale la responsabilità non è solidale ma si suddivide per quote nei limiti della propria responsabilità individuale.

⁵⁰ La "valutazione del danno per via equitativa" è un 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. A questo metodo si contrappone l'approccio di "valutazione del danno per via equivalente", secondo il quale si determina l'ammontare del risarcimento sulla base dei costi di ripristino e surrogazione della risorsa ambientale colpita e, ove questo sia possibile, del valore delle perdite di benessere temporanee e permanenti subite dagli individui.

⁵¹ ANPA, opera citata, 2002, pag. 53.

descritte; il profitto indebito è pari al valore della maggior produzione ottenuta al netto dei relativi costi medi.

La valutazione di un fenomeno di danno mediante il criterio del profitto indebito può condurre ad un risultato che sottostima quanto avvenuto, in quanto tale approccio non pone l'attenzione sulle eventuali alterazioni dell'ambiente dovute al fenomeno avverso, ma si focalizza esclusivamente sull'entità monetaria del profitto goduto dal colpevole. Nonostante questo limite, si tratta di uno strumento di analisi utile in quanto, essendo perfettamente in linea con il principio "chi inquina paga"⁵², funge da un lato da deterrente per scoraggiare potenziali inquinatori e dall'altro da incentivo all'impiego di tecnologie a sempre minor impatto ambientale.

2.4.4 Danno ambientale e valore patrimoniale

I comportamenti adottati nel mercato da consumatori e produttori vengono fortemente influenzati dagli eventi che compromettono in parte o del tutto il sistema ambientale nel quale si trovano ad agire. Questo perché le conseguenze dei danni vanno a ripercuotersi sul valore dei beni economici, in particolare su quelle tipologie di beni che ne incorporano direttamente gli effetti.

I beni economici, intesi in senso "classico" o secondo la più recente definizione come beni ambientali (i quali, pur non avendo uno specifico mercato di riferimento, rivestono ormai un ruolo importante nei processi economici), si caratterizzano per la compresenza di numerose caratteristiche non separabili tra di loro e che complessivamente concorrono a definire il valore finale del bene medesimo (Lancaster, 1971). Così i consumatori, pur non potendo acquistare una sola o più di queste caratteristiche in maniera separata dal bene nel suo insieme o dagli altri elementi caratterizzanti, si trovano ad esprimere le personali preferenze su ogni fattore attraverso i prezzi che sono disposti a pagare per poterne disporre.

Tra queste caratteristiche, assume particolare rilevanza la qualità ambientale: basti pensare, ad esempio, alle dinamiche rilevabili nel mercato immobiliare, settore nel quale il fenomeno è particolarmente evidente.

L'acquisto di un determinato appartamento non può prescindere dalle sue caratteristiche specifiche quali l'ubicazione, la panoramicità, la qualità dell'aria, il livello di inquinamento acustico relative all'immobile oggetto di compravendita. In questa direzione sono orientate le indicazioni

⁵² Il principio è ad oggi considerato un elemento cardine della politica europea in tema di ambiente. Si rimanda al capitolo 5 per un approfondimento del tema.

fornite da Mercedes Bresso (1993), secondo la quale «con “metodo dei prezzi edonisti” si intendono le indagini tese a separare nei valori rilevati sui mercati immobiliari, la parte di prezzo di un immobile che è da attribuire alle sue qualità ambientali, oppure a stimare la somma che i cittadini sono disposti a pagare per migliorare la qualità dell’ambiente in cui abitano»⁵³.

Dal punto di vista teorico, il problema può essere affrontato considerando il comportamento di un consumatore che, dato un certo livello di reddito a sua disposizione, ne impiega una parte per acquistare un determinato bene. Si ipotizzi che questo bene sia definito da un vettore di caratteristiche $z = (z_1, z_2, \dots, z_n)$ e che incorpori al suo interno gli effetti dei correlati beni ambientali Q . Il fine ultimo del consumatore è la massimizzazione della funzione di utilità; i prezzi p_k dei beni x_k dipenderanno da tutti gli elementi che caratterizzano il bene specifico, tra cui lo stato dell’ambiente. La relazione tra prezzo e caratteristiche che contraddistinguono il bene è la cosiddetta “funzione edometrica” (Pearce e Turner, 1991; ANPA, 2002), che assume la seguente forma (2)⁵⁴:

$$P_k = \varphi (z, Q) \quad (2)$$

Le condizioni del primo ordine per la risoluzione del problema sono le seguenti:

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

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 della caratteristica stessa nella formazione del prezzo complessivo del bene oggetto dell’analisi.

La ricostruzione di questa funzione può risultare di estrema utilità per la valutazione dei danni ambientali, in quanto da essa è possibile derivare la misura del deprezzamento che i beni economici hanno subito in conseguenza all’evento di danno. La stima della funzione edometrica avviene inferendo le caratteristiche ambientali che si ritiene influenzino il valore del bene con i prezzi osservati nel mercato, secondo un approccio che si ricollega alla definizione di valore complementare (ANPA, 2002; Merlo, 1990).

La funzione edometrica riassume al suo interno tutte le caratteristiche che influenzano il valore del bene ma, per rispondere alle specifiche esigenze di valutazione del danno ambientale, è conveniente riferirsi esclusivamente agli elementi di matrice ambientale, in modo da focalizzare l’attenzione su quelle perdite di valore riconducibili alla diminuzione della qualità dell’ambiente.

A tale scopo, la funzione (2) di tipo generale può essere trasformata nella seguente forma:

⁵³ M. Bresso, *Per un’Economia Ecologica*, La Nuova Italia Scientifica, 1993, Milano, pag. 307.

⁵⁴ ANPA, opera citata, 2002, pag. 57.

$$P_k = \varphi (z, Q_1, Q^-)$$

dove Q_1 rappresenta il bene ambientale oggetto di valutazione e Q^- il vettore degli altri beni ambientali.

Ipotizzando di analizzare l'andamento dei prezzi dei beni privati p_k al variare della disponibilità dei beni ambientali, emerge come al diminuire della qualità dell'ambiente da un valore Q_1^s ad uno Q_1^c , con $Q_1^s > Q_1^c$, il valore del bene privato si contrae da p_k^s a p_k^c , con $p_k^s > p_k^c$. Ne deriva che una possibile misura della componente del danno conseguente alla riduzione della qualità ambientale può essere ricavata dalla seguente relazione:

$$D = \varphi (z, Q_1^s, Q^-) - \varphi (z, Q_1^c, Q^-) = p_k^s - p_k^c \quad (3)$$

(Fonte: modello tratto da ANPA, 2002)

I beni ambientali influenzano i beni privati con modalità che dipendono dalla tipologia di relazione che li lega. Se si palesa anche solo parzialmente un rapporto che è di tipo complementare, l'utilità derivante dal bene ambientale influenza direttamente il valore del bene privato e il valore del bene ambientale potrà essere ricavato dalla funzione di domanda relativa al bene privato. Se, invece, tra i due beni sussiste una possibilità di reciproca sostituzione, il valore del bene ambientale è ricavabile dal prezzo di mercato del bene surrogante.

L'espressione (3) per la stima dei danni va tuttavia utilizzata con cautela, in quanto può essere interpretata come funzione di domanda solo nei casi in cui i consumatori presenti sul mercato hanno tutti lo stesso reddito ed esprimono le medesime preferenze. Quando ciò non si verifica, è necessario stimare la funzione di domanda derivando la funzione ottenuta dall'osservazione dell'andamento dei prezzi al variare del reddito e delle preferenze dei consumatori coinvolti.

2.5 Valutazione monetaria del risarcimento per danno ambientale ed aspetti estimativi

Il verificarsi di un danno ambientale genera una contrazione nella disponibilità dei beni a fruizione libera e gratuita: fattore che a sua volta è responsabile di una riduzione del benessere collettivo. Per misurare in termini monetari gli effetti di un danno e attribuire un valore economico al fenomeno, è sufficiente definire la somma di denaro capace di fornire un flusso di utilità equivalente. Affinché l'analisi sia però realmente esaustiva e permetta di giungere a risultati soddisfacenti, è necessario ricordare che un evento di danno si configura come un fenomeno di natura molteplice, in quanto va generalmente a colpire numerosi soggetti, i quali, scegliendo di reagire o meno, mettono in atto specifiche modifiche al loro comportamento. Questi adattamenti

sogettivi ed indipendenti del comportamento sono sempre finalizzati a minimizzare la perdita subita.

Secondo questo impianto metodologico il primo passo da compiere per la valutazione dei danni ambientali consiste nella concreta definizione delle singole componenti dell'evento che si intendono analizzare. In particolare, partendo dall'analisi del comportamento dei soggetti danneggiati da un lato (sfondo rosa) e responsabili dall'altro (sfondo azzurro) è possibile delineare una serie di percorsi utili per la valutazione (Tab. 6).

Tab. 6 Possibili percorsi valutativi per il danno ambientale al variare delle situazioni di riferimento

Tipologia di comportamento del soggetto e specificità della situazione	Possibile percorso di valutazione
<p>Il consumatore attua un adattamento del proprio comportamento che è osservabile e valutabile in maniera inequivocabile.</p> <p>Il presupposto di base è che esista un nesso causale fra la disponibilità di beni ambientali da una parte e l'allocazione del reddito, le tecnologie produttive e valori patrimoniali dall'altra.</p> <p>Le misure adattative alle quali può ricorrere il consumatore sono molto eterogenee fra loro: strumenti difensivi, metodi di surrogazione "risorsa per risorsa" oppure "servizio per servizio", ripristino delle condizioni iniziali.</p>	<p>E' possibile individuare l'entità delle componenti del danno a partire dalle modificazioni del comportamento (ricorso all'approccio duale) che, a loro volta, sono riconducibili ad una modificazione della funzione di spesa.</p> <p>L'ipotesi su cui si basa questo approccio è legata al fatto che sia possibile valutare un determinato danno ambientale osservando il mercato dei beni privati che sono in qualche modo collegati all'evento avverso.</p>
<p>Non è possibile per il consumatore mettere in atto alcuna strategia di adattamento.</p> <p>Il danno colpisce beni irriproducibili per i quali, nella determinazione del VET della risorsa danneggiata, sono in generale prevalenti le componenti di non uso rispetto a quelle di uso.</p>	<p>La perdita di utilità rimane circoscritta alla percezione del danneggiato.</p> <p>L'approccio duale non conduce a nessun risultato significativo; il danno va valutato ricorrendo a tecniche di elicitazione, fondate su dichiarazioni di equivalenza tra la componente del danno e una determinata somma di denaro.</p>
<p>Il soggetto responsabile del danno ha conseguito il cosiddetto "profitto indebito del trasgressore", derivante dall'uso illecito delle risorse naturali.</p> <p>Non sono praticabili o proponibili i metodi diretti.</p>	<p>Si ricorre al concetto di "profitto indebito del trasgressore" per definire la sanzione da applicare nei confronti dei responsabili quale penalità diretta.</p> <p>Tale misura non è una forma di quantificazione economica del danno ambientale, ma concorre alla determinazione di una misura di tipo dissuasivo e fornisce parametri utili ai fini della valutazione equitativa.</p>

(Fonte: nostra elaborazione)

Il processo di valutazione monetaria di un determinato danno ambientale può essere interpretato come un percorso di analisi ed aggregazione del valore delle singole componenti che costituiscono il danno stesso. Per portare a termine questa operazione di stima può essere necessario, quando altre strade di valutazione non siano percorribili, fare riferimento al concetto di profitto indebito percepito dal soggetto responsabile. Si tratta di una procedura utile ai fini della formulazione del giudizio equitativo e nella quale l'entità del risarcimento è il risultato del confronto tra entità del danno e profitto indebito.

2.5.1 I criteri di valutazione dei fenomeni di danno secondo l'approccio estimativo classico

Per valutare singolarmente ogni componente del fenomeno di danno è necessario procedere all'individuazione dei fattori di equivalenza fra la perdita di utilità subita ed una determinata somma di denaro, che rappresenta l'incognita del problema.

L'Estimo prevede che i beni possano essere valutati, in termini di valore più probabile, sotto diversi aspetti economici (Cantisani, 2008; Grillenzoni e Grittani, 1994). Si richiamano di seguito le tipologie di valore proprie della disciplina estimativa funzionali al processo di valutazione di fenomeni avversi (Tab.7).

Tab. 7 Valori economici introdotti dall'Estimo e applicazione al tema del danno ambientale

Valore economico suggerito dall'Estimo	Tipologia di beni coinvolti	Riferimenti economici	Possibili applicazioni alla stima del danno
Valore di mercato	Beni e servizi oggetto di compravendita all'interno del mercato	Prezzi di compravendita di beni simili	Danni che colpiscono beni o servizi scambiati attivamente sul mercato
Valore di capitalizzazione	Beni che nel tempo producono reddito	Redditi	Danni a beni con mercato limitato o assente e il cui valore sia commisurato al reddito
Valore di costo o di produzione	Beni riproducibili, assenza di mercato di riferimento	Costi o prezzi dei fattori produttivi	Danni a beni ripristinabili
Valore di surrogazione	Beni non riproducibili e surrogabili, assenza di mercato di riferimento	Prezzi o costi dei beni surroganti	Danni a beni surrogabili
Valore di trasformazione	Beni privi di mercato ma trasformabili in beni con un mercato di riferimento	Prezzi dei beni trasformati o costi di trasformazione	Danni a beni suscettibili di trasformazione
Valore complementare	Esiste una parte del bene che è difficilmente reintegrabile	Valore di mercato del bene derivante dal confronto tra la situazione "con" e "senza" la parte difficilmente reintegrabile	Danni patrimoniali provocati da esternalità ambientali negative

(Fonte: Merlo, 1990, in ANPA, opera citata, 2002, pag. 64)

A completamento del quadro descritto, per meglio interpretare la multifunzionalità dei beni ambientali, in passato sono state proposte nozioni aggiuntive di valore riguardanti soprattutto la funzione sociale di tali beni. Particolarmente interessante – soprattutto per il periodo in cui è stata formulata- è la proposta di Famularo (1943) il quale, al fine di includere le funzioni sociali riconosciute ai beni ambientali, introduce il concetto di valore d'uso sociale. Tale aspetto economico è indicato a rappresentare il valore di quei beni o servizi che sfuggono al mercato e la

cui valutazione deve saper cogliere e riflettere i bisogni e le preferenze della collettività⁵⁵. Con l'introduzione del valore d'uso sociale, l'Estimo tenta di superare i limiti dell'approccio mercantile alla stima dei danni e propone un percorso alternativo⁵⁶ per prendere in considerazione la globalità dei benefici derivanti dall'ambiente e dei quali la collettività si trova a godere quotidianamente (Famularo, 1943; Forte e De Rossi, 1974). A tal proposito Fusco Girard (1993) suggerisce che, quando un danno ambientale coinvolge risorse ambientali e culturali, i soggetti ai quali è necessario conferire una compensazione sono tutti coloro che accusano, in maniera diretta o indiretta, una diminuzione di utilità. In questa definizione sono comprese anche le generazioni future: si tratta di un approccio che, non limitandosi ad analisi di breve periodo, risulta perfettamente in linea con i principi dello sviluppo sostenibile.

L'approccio duale alla valutazione del danno ambientale descritto precedentemente si ripropone di valutare il Valore Economico Totale (VET) del bene ambientale perduto a partire da adeguati aspetti economici dei beni privati coinvolti nel processo. Se il metodo è corretto dal punto di vista formale, non sempre è però in grado di fornire risultati esaustivi, in quanto solo in casi privilegiati la valutazione degli aspetti economici dei beni privati può rispecchiare il VET del bene ambientale nella sua globalità. E' invece piuttosto diffusa la situazione in cui se ne ottiene una sottostima, poiché si riescono a cogliere solo i valori d'uso del bene ambientale di riferimento. L'approssimazione è accettabile se i valori di non uso costituiscono un elemento di entità trascurabile, ad esempio nel caso di eventi non catastrofici e di danni ambientali che colpiscono beni facilmente ripristinabili.

Nel processo di valutazione della perdita di utilità sofferta da una comunità a causa di un fenomeno di danno è spesso richiesto di analizzare in contemporanea più di uno degli aspetti economici illustrati. Questo perché, quasi sempre, si tratta di fenomeni che coinvolgono risorse utilizzate per diversi scopi e da numerosi soggetti, le cosiddette "diverse componenti del danno". Si riprendono ora le diverse tipologie di valore introdotte prima e se ne analizza più nel dettaglio la possibile applicazione alla valutazione monetaria di beni ambientali danneggiati.

⁵⁵ Si tratta, di fatto, di una definizione che ben si addice ai beni ambientali.

⁵⁶ Secondo numerosi autori (Bresso, 1993; Dini, 1898; Grillenzoni e Grittani, 1994), la valutazione del danno ambientale, intesa come occasione per esprimere un giudizio di stima, solleva perplessità e ripensamenti sull'adattabilità dell'Estimo tradizionale per beni di diversa natura e con finalità nuove rispetto a quelle classiche ma, contemporaneamente, rappresenta un contesto stimolante per riflettere sulle potenzialità della disciplina estimativa. Ci si trova, infatti, a dover valutare un bene assunto come unitario che in realtà appare costituito da elementi di diversa natura, alcuni tangibili, altri intangibili e dove la competenza pubblica si somma a quella privata, a volte anche in maniera conflittuale.

Tab. 8 Applicabilità dei diversi valori estimativi al tema del danno ambientale

Tipologia di valore	Applicazione alla valutazione monetaria dei beni ambientali	Applicazione alla valutazione del danno ambientale
<p>Valore di mercato</p> <p>Rappresenta l'elemento di riferimento di tutti i processi estimativi classici, in quanto da esso possono essere derivati tutti gli altri aspetti economici.</p>	<p>Piuttosto limitata.</p> <p>E' possibile applicare il concetto di valore di capitalizzazione quando il mercato del bene danneggiato è assente o molto limitato, gli scambi conducono a valori poco rappresentativi o credibili e il bene produce un reddito continuo nel tempo commisurabile all'utilità da esso generata.</p>	<p>Applicazione diretta per danni ambientali che colpiscono beni scambiati attivamente sul mercato.</p> <p>Diventa riferimento privilegiato nel caso di beni che non sono oggetto di scambio oppure di beni con caratteristiche poco confrontabili o con spiccata individualità tramite la valutazione del reddito da essi generato (valore di capitalizzazione) o di beni economici oggetto di compravendita legati a quello oggetto di stima (valore di costo, di surrogazione, di trasformazione o complementare).</p> <p>Il valore di capitalizzazione può essere applicato come <i>proxy</i> per la stima del valore di beni ambientali senza mercato qualora essi producano beni o servizi direttamente scambiati sul mercato oppure in grado di evitare danni monetari, permettendo quindi di ridurre l'entità delle spese difensive.</p> <p style="text-align: right;">Segue</p>

Continua

Tipologia di valore	Applicazione alla valutazione monetaria dei beni ambientali	Applicazione alla valutazione del danno ambientale
<p>Valore di costo o di produzione</p>	<p>Applicabile quando i beni ambientali danneggiati possono essere riprodotti.</p>	<p>Aspetto economico fondamentale per casi in cui si debba procedere con misure di ripristino delle condizioni iniziali del bene. Nello specifico, il ripristino è un'esigenza introdotta dalla normativa sul danno ambientale. E' necessario stabilire adeguatamente le modalità con cui effettuare il ripristino in quanto esse condizionano la metodologia di valutazione. Generalmente le due diverse opzioni possibili riguardano l'esatta riproduzione del bene originario oppure il solo ripristino delle sue funzionalità ecologiche, produttive e sociali. Nel secondo caso si fa riferimento al concetto di beni surroganti rispetto a quelli danneggiati.</p> <p>La strada del ripristino funzionale è auspicata dalla normativa statunitense ed è indicata esplicitamente come soluzione al tema del danno nel Libro Verde e nel Libro Bianco della Commissione Europea nonché nella normativa italiana in tema di danno ambientale.</p> <p>L'aspetto economico legato al ripristino è rilevante quando si ha a che fare con danni a beni riproducibili senza mercato o il cui eventuale valore di mercato appaia inadeguato alla valutazione della pubblica utilità.</p> <p>E' necessario tener presente che, quando si ricorre alla metodologia del valore di riproduzione funzionale, l'irriproducibilità o l'unicità di talune caratteristiche degli ecosistemi ecologici e paesaggistici può portare a risultati che sottostimano il reale danno ambientale.</p> <p style="text-align: right;">Segue</p>

Continua

Tipologia di valore	Applicazione alla valutazione monetaria dei beni ambientali	Applicazione alla valutazione del danno ambientale
Valore di surrogazione	<p>Applicabile per la valutazione di beni ambientali che rispondono alle seguenti caratteristiche:</p> <ul style="list-style-type: none"> -non esiste un mercato del bene oggetto di valutazione, -il bene può essere surrogato da altri beni, -i beni surroganti hanno un valore di mercato. 	<p>Applicabile per la valutazione di danni che colpiscono beni e servizi ambientali senza mercato di riferimento ma per i quali è ipotizzabile una sostituzione con risorse private. Il punto critico di questa metodologia sta nel limite della surrogabilità tra determinati beni ambientali ed eventuali beni di mercato surroganti, in quanto non sempre questi ultimi sono in grado di sostituire tutte le funzioni, spesso molto complesse, svolte dai beni ambientali corrispondenti. Sovente è però l'unico modo per valutare il danno relativo a beni ambientali irriproducibili. Risulta un approccio utile nel caso di beni riproducibili per la valutazione dei danni transitori intercorsi fino al ripristino.</p>
Valore di trasformazione	<p>Applicabile per la valutazione di beni e risorse che presentano queste caratteristiche:</p> <ul style="list-style-type: none"> -il mercato di riferimento è piuttosto limitato se non addirittura assente, -i relativi prezzi non appaiono particolarmente significativi, -in seguito a processi di trasformazione di questi beni si ottengono prodotti che vengono attivamente scambiati sul mercato e il cui valore trova effettivo riscontro nei prezzi di mercato. 	<p>Il ricorso all'approccio del valore di trasformazione è interessante nel caso in cui vengano utilizzati beni pubblici come fattori di produzione a supporto di elementi che hanno subito un danneggiamento.</p>

Segue

Continua

Tipologia di valore	Applicazione alla valutazione monetaria dei beni ambientali	Applicazione alla valutazione del danno ambientale
<p>Valore complementare</p>	<p>Applicabile in tutte quelle situazioni in cui si pone il problema della valutazione di un bene ambientale legato ad altri da rapporti di complementarità. La complementarità tra beni è spesso riconducibile all'esistenza di esternalità, siano esse di matrice positiva che negativa.</p>	<p>E' possibile applicare questo metodo per la valutazione di fenomeni di danno (interpretando come porzione perduta la risorsa che ha subito il danneggiamento) quando sussistono queste condizioni:</p> <ul style="list-style-type: none"> -esiste complementarità tra il bene ambientale da valutare e l'ambito che lo ricomprende; -l'ambito non è facilmente reintegrabile nella sua interezza; -la realtà danneggiata possiede un proprio valore. <p>Sotto queste ipotesi, è possibile ottenere una misura della svalutazione del bene parzialmente danneggiato calcolando la differenza tra il valore di mercato del bene considerato nella sua interezza e il valore di mercato della parte residua.</p> <p>E' un criterio utile per valutare le implicazioni di tipo patrimoniale di un danno ambientale. Si può utilizzare nella valutazione di danni provocati da esternalità negative, che a loro volta si riflettono sul valore patrimoniale dei beni immobili, a patto di essere sotto l'ipotesi che il mercato sia effettivamente in grado di apprezzare le variazioni qualitative dell'ambiente.</p> <p>Dal punto di vista operativo, è possibile confrontare il valore dell'immobile relativamente alle situazioni con e senza il verificarsi dell'esternalità negativa facendo ricorso al metodo edonimetrico.</p>

Segue

Continua

Tipologia di valore	Applicazione alla valutazione monetaria dei beni ambientali	Applicazione alla valutazione del danno ambientale
<p>Costo opportunità (prezzo ombra)</p>	<p>Si tratta di ricavare il valore che assumerebbe una risorsa se fosse utilizzata nel migliore impiego alternativo possibile. Concettualmente, ha senso nella gestione delle risorse naturali, se inteso come costo da sostenere per aver perduto l'opportunità di utilizzare la risorsa in un tempo futuro. E' un indicatore della scarsità delle risorse ambientali.</p>	<p>In linea di principio non sembra avere grande applicabilità per la valutazione di un danno, in quanto è un contesto nel quale non interessa soffermarsi sulle eventuali destinazioni alternative, quanto piuttosto sull'esigenza di ripristinare la situazione antecedente all'evento avverso. Può essere utile per la valutazione di eventi di danno riconducibili a risorse o beni che non possono essere ripristinati. Occorre però sottolineare come, poiché non tutti i benefici sono monetizzabili, il costo opportunità possa fornire un valore minimo, e pertanto riduttivo, dell'utilità ritraibile dal bene. Nel caso del verificarsi di un danno ambientale, la distruzione irreversibile di una risorsa o di un bene implica un cambiamento di destinazione d'uso il cui costo opportunità potrebbe rappresentare il valore della rinuncia alla destinazione iniziale, anche da parte delle generazioni future. Sotto questo punto di vista costituisce uno strumento in grado di tenere conto sia del valore d'uso che del valore di non uso della risorsa ambientale danneggiata.</p>

(Fonte: nostra elaborazione da ANPA, 2002; Grillenzoni e Grittani, 1994)

Il modello valutativo illustrato finora si fonda, come si è visto, sull'ipotesi secondo cui sia possibile rintracciare nei meccanismi di mercato informazioni utili a definire la perdita di benessere causato ad una determinata collettività a seguito del verificarsi di un evento di danno.

Affinché questo approccio sia però realmente funzionale, è necessario tenere conto del fatto che un determinato bene ambientale è generalmente in grado di soddisfare più bisogni diversi tra di loro. Inoltre, tali bisogni corrispondono ad altrettante funzioni di utilità e di domanda, le quali teoricamente non sono indipendenti tra di loro ma piuttosto legate reciprocamente da vincoli di reddito, di disponibilità del bene e di prezzi, quando esiste un mercato di riferimento. Tuttavia, ai fini della valutazione di eventi che abbiano coinvolto beni ambientali, la procedura dell'utilità multipla non sembra essere sempre convincente, se non addirittura talvolta da abbandonare quale fonte di ulteriori complicazioni.

La successiva trattazione riguarderà il più tradizionale metodo basato sull'utilità semplice, secondo il quale ogni singolo bene produce un'utilità individuale e una domanda autonoma.

Nel caso di danni ambientali, vengono generalmente interessati beni e servizi molto eterogenei tra di loro se analizzati sotto l'aspetto dell'esistenza di un mercato di riferimento, della tipologia di mercato che li contraddistingue, della disponibilità ed affidabilità dei metodi di valutazione.

In particolare, si possono verificare le seguenti diverse situazioni:

- a) il mercato di riferimento esiste e funziona correttamente. Il prezzo attribuito al bene ne riflette il valore riconosciuto dalla collettività;
- b) il mercato esiste ma il prezzo richiede di apportare delle correzioni al fine di rappresentare adeguatamente il valore sociale;
- c) il mercato di riferimento è assente, ma esistono metodi affidabili per stimare il valore sociale unitario;
- d) il mercato di riferimento è assente e non esistono, in linea generale, metodi adeguati per la stima del prezzo relativo al bene oggetto dell'analisi (ANPA, 2002; Howe e Cochrane, 1993).

2.5.2 La procedura di stima per i danni ambientali

A seguito del verificarsi di un evento che abbia danneggiato le risorse ambientali è necessario procedere con un adeguato processo di stima, in quanto è assai improbabile che il fenomeno rimanga circoscritto alla sola sfera della percezione soggettiva dei soggetti danneggiati; inoltre, come si è già detto, la normativa italiana in tema di danno all'ambiente impone all'operatore di sostenere i costi delle iniziative statali di prevenzione e di ripristino ambientale che, per essere definiti, richiedono una valutazione economica⁵⁷.

Si tratta di valutare uno o più aspetti economici capaci di condurre ad un risultato analitico che sappia rendere conto delle caratteristiche del danno e delle sue conseguenze.

Secondo quanto riportato in letteratura, il processo di stima è un percorso ben definito, che si articola nelle seguenti fondamentali macrofasi:

1. individuazione del valore o dell'aspetto economico di riferimento per il bene che si intende stimare;
2. scelta ed adozione dell'opportuno procedimento estimativo da sviluppare;

⁵⁷ Il *Testo Unico Ambientale* all'art. 308 "Costi dell'attività di prevenzione e di ripristino" comma 1 richiama l'attenzione sul fatto che «l'operatore sostiene i costi delle iniziative statali di prevenzione e di ripristino ambientale adottate secondo le disposizioni di cui alla parte sesta del presente decreto».

3. raccolta ed elaborazione dei dati (Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001).

Si riprendono ora queste fasi, declinandole con un'attenzione particolare agli aspetti economici legati al tema del danno ambientale e alle procedure che concorrono alla definizione dell'entità del risarcimento.

Fase 1) Individuazione dell'aspetto economico del bene che si intende stimare

Si tratta di una fase fondamentale della procedura estimativa in quanto dalla scelta dell'aspetto economico che si intende analizzare dipende l'interpretazione del quesito valutativo.

Nella stima di un danno ambientale è richiesta una particolare attenzione nei confronti di questo elemento, in quanto i rapporti che si instaurano tra il fenomeno e i meccanismi di mercato sono generalmente labili e complessi. Non è infatti scontato ricostruire nel dettaglio i nessi di causa-effetto tra un evento avverso e le conseguenze da esso generate sull'ambiente. A tal proposito, il *Libro Bianco sulla responsabilità per danni all'ambiente* (Commissione delle Comunità Europee, 2000) sottolinea come sia necessario definire alcuni fattori essenziali senza i quali non è possibile

«procedere in maniera efficace alla valutazione di un evento di danno:

1. identificazione di uno o più soggetti responsabili del danno;
2. accertamento dell'esistenza di un nesso causale tra il danno verificatosi e il soggetto identificato come autore;
3. ricostruzione del nesso causale;
4. presenza di un danno concreto e quantificabile»⁵⁸.

Per soddisfare l'ultimo requisito è necessario indagare la posizione economica che i soggetti coinvolti hanno nei confronti dei beni e dei servizi da valutare e tenere presente che, nel caso di danno ambientale, l'obiettivo sancito dalla normativa italiana è in primo luogo il ripristino della situazione precedente rispetto al verificarsi del danno e, secondariamente, il risarcimento per equivalente nei confronti dello Stato⁵⁹. Inoltre, secondo quanto disciplinato all'art. 5 bis del D.L. 135/2009,

«le somme derivanti dalla riscossione dei crediti in favore dello Stato per il risarcimento del danno ambientale disciplinato dalla parte sesta del D. Lgs. 152/06 [...] devono essere destinate alle seguenti finalità:

⁵⁸ Commissione delle Comunità Europee COM (2000) 66 def., *Libro Bianco sulla responsabilità per danni all'ambiente*, 2000, Bruxelles, pag. 11.

⁵⁹ Si veda a tal proposito l'art. 311 comma 2 del *Testo Unico Ambientale* e le modifiche ad esso introdotte tramite l'art. 5 bis del D. L. 135/2009.

- a) interventi urgenti di perimetrazione, caratterizzazione e messa in sicurezza dei siti inquinati, con priorità per le aree per le quali abbia avuto luogo il risarcimento del danno ambientale;
- b) interventi di disinquinamento, bonifica e ripristino ambientale previsti nel programma nazionale di bonifica e ripristino ambientale dei siti inquinati;
- d) attività dei centri di ricerca nel campo delle riduzioni di emissioni di gas ad effetto serra e dei cambiamenti climatici globali»⁶⁰.

L'individuazione degli aspetti economici che sostanziano il danno si concretizza in una fase di estrapolazione e successiva analisi di quegli elementi che, meglio di altri, si prestano alla valutazione economica di ogni singola componente del danno.

Si riporta nella tabella che segue (Tab. 9) il risultato di un'ipotesi di corrispondenza tra gli elementi che richiedono valutazione secondo quanto indicato dalla normativa di riferimento in tema di danni ambientali e i diversi aspetti economici che possono di volta in volta rappresentarli⁶¹.

Tab. 9 Elementi di valutazione delle componenti del danno ed aspetti economici rappresentativi

Elemento da valutare ex art. 18 L.349/86	Possibili aspetti economici associabili
Entità del danno	Valore di mercato o di capitalizzazione Valore di trasformazione Valore complementare Valore di surrogazione Valori di non uso
Costo di ripristino	Costo di produzione Costo di surrogazione Costo di riproduzione
Profitto indebito	Valore di trasformazione Valore di capitalizzazione Valore complementare

(Fonte: ANPA, opera citata, 2002, pag. 75)

La stima del risarcimento per danni ambientali richiama contemporaneamente diversi aspetti economici, in quanto generalmente si tratta di fenomeni complessi che coinvolgono numerosi beni e servizi spesso eterogenei tra loro, sia per quanto riguarda la natura stessa del bene⁶², che per le modalità di fruizione e per il grado di riproducibilità e surrogabilità.

Se l'approccio estimativo illustrato sembra fornire basi solide per pervenire ad una stima del costo di ripristino e del profitto indebito, più complessa è la valutazione dell'entità del danno. In particolare, la determinazione dei valori di non uso legati a risorse di tipo irriproducibile richiede spesso di ricorrere a tecniche di valutazione diretta.

⁶⁰ Art. 5 bis, D. L. 135/2009.

⁶¹ Gli elementi proposti fanno riferimento all'art. 18 L. 349/86 che è stato abrogato. Tuttavia si ritiene interessante riportare tale schema in quanto di utilità per riflettere sul rapporto esistente tra danno ambientale e disciplina estimativa.

⁶² Si pensi alla classificazione beni pubblici/privati/misti.

Fase 2) Scelta ed adozione dell'opportuno procedimento estimativo

Una procedura di stima è definibile come l'insieme delle operazioni necessarie per giungere alla determinazione del giudizio di valore. Mentre il metodo di stima è unico ed è basato sul principio del confronto, i procedimenti applicativi sono svariati (Cantisani, 2008; Grillenzoni e Grittani, 1994).

«Tenuto conto della posizione di neutralità che l'estimatore deve mantenere quando opera in una condizione di conflittualità delle parti coinvolte nella stima, non dovrebbe sussistere alcun dubbio che egli deve ispirarsi al comportamento di coloro i quali vendono e/o acquistano (valore di mercato) o producono (valore di costo) beni economici. Da ciò consegue che la logica con la quale esprimere il giudizio di valore dovrà essere quella comparativa»⁶³.

Il ricorso al principio comparativo, semplice sul piano concettuale, si complica nel momento in cui si deve procedere concretamente con l'indagine, principalmente a causa delle difficoltà nel reperimento di beni simili che possano fungere da elemento di paragone.

Se questo è vero per i beni economici "classici", nel caso di stima di danni ambientali le difficoltà operative risultano ulteriormente accresciute dal fatto che l'oggetto della valutazione sono i beni pubblici, per i quali la mancanza di un mercato di riferimento riduce notevolmente le possibilità di confronto diretto. Questa difficoltà intrinseca al metodo comparativo diretto tuttavia non pregiudica la possibilità di operare con un confronto indiretto. In particolare, il procedimento è percorribile quando è possibile definire l'aspetto economico che meglio rappresenta la componente del danno ambientale da analizzare.

E' compito del valutatore, pur in situazioni caratterizzate da scarsità di informazioni, cogliere ed approfondire la tipologia di valore che meglio può ricondurre al valore reale del bene danneggiato. L'adozione di un particolare modello valutativo rispetto ad un altro non dipende necessariamente dalla natura tecnica o giuridica del bene da stimare, né dall'aspetto economico sotto il quale valutare il bene danneggiato, quanto piuttosto dalla sua intrinseca capacità di condurre al più probabile valore di riferimento.

Come si è già detto, se tutti i procedimenti estimativi sono riconducibili al principio della comparazione, diverse sono le modalità attraverso le quali può svilupparsi il confronto. E' possibile operare seguendo una delle seguenti metodologie:

⁶³ M. Grillenzoni e G. Grittani, *Estimo. Teoria, procedure di valutazione, casi applicativi*, Edizioni Calderini, Bologna, 1994, pag. 34.

- 1) attraverso il metodo euristico (metodologia della stima a vista);
- 2) con l'ausilio di calcoli matematici (ricorso alla stima storica, alla stima per comparazione diretta monoparametrica, alla stima per comparazione diretta pluriparametrica) (ANPA, 2002).

Si riportano nella tabella che segue (Tab. 10) alcune indicazioni relative alle diverse modalità di stima introdotte e alla loro possibile applicazione al tema del danno ambientale.

Tab. 10 Metodi di stima e loro applicabilità al tema del danno ambientale

Metodologia di stima	Applicazione al tema del danno ambientale
<p>Stima a vista</p> <p>Si tratta di operare una comparazione immediata tra il bene da valutare e la memoria storica del perito, il quale esprime un giudizio di valore fondato esclusivamente sulla sua esperienza.</p> <p>Richiede una conoscenza profonda del mercato di riferimento e la capacità di cogliere i principali aspetti che concorrono alla formazione del valore del bene oggetto dell'analisi.</p>	<p>Allo stato attuale delle conoscenze non sembra essere applicabile al tema del danno ambientale.</p>
<p>Stima storica</p> <p>Si tratta di una valutazione basata sull'analisi dei valori di mercato del bene registrati nel passato.</p> <p>Presuppone la conoscenza della funzione che descrive nel tempo l'andamento dei citati valori.</p>	<p>Applicabilità ridotta, in quanto presuppone che il bene sia già stato oggetto di recenti valutazioni e di poter contare su un numero sufficientemente elevato di valori definiti, requisito difficilmente soddisfabile nel campo delle valutazioni di danno.</p> <p>E' applicabile principalmente ai valori di mercato, pertanto non presenta un'applicabilità elevata nel caso di beni ambientali.</p>
<p>Stima per comparazione diretta monoparametrica</p> <p>Si tratta di una procedura che estrapola, tramite un algoritmo di calcolo, il valore del bene oggetto di stima rispetto al valore di beni simili.</p> <p>Il primo <i>step</i> consiste nell'individuazione di beni il più possibile simili a quello da stimare e dei quali sia noto l'aspetto economico oggetto di valutazione (prezzo di mercato, costo di produzione, valore di trasformazione <i>etc</i>). Successivamente, è necessario individuare un parametro di comparazione comune ai beni confrontati fortemente correlato al valore degli stessi.</p> <p>Una volta esaurite queste valutazioni, la stima può avvenire mediante diverse procedure di calcolo.</p>	<p>L'attendibilità della procedura è condizionata dalla numerosità del campione impiegato per il confronto e dall'attendibilità del parametro scelto nell'interpretare le variazioni di valore.</p> <p style="text-align: right;">Segue</p>

<p>Continua</p> <p>Stima per comparazione diretta pluriparametrica</p> <p>Si tratta di una stima che utilizza algoritmi di calcolo capaci di analizzare più parametri contemporaneamente. La forma più elementare di stima pluriparametrica è quella per valori “tipici” o “unitari”. Essa opera disaggregando il bene complesso in parti omogenee, stimando il valore di ciascuna di queste parti e ricostruendo quindi il valore complessivo.</p>	<p>La stima per valori “tipici” o “unitari” costituisce una metodologia appropriata quando si deve valutare un bene talmente complesso ed eterogeneo da non avere omologhi da prendere a riferimento. Presuppone che la somma dei valori delle singole componenti sia pari al valore dell’intero bene. E’ un approccio da utilizzare con estrema cautela nella valutazione di ambienti naturali caratterizzati da bassa resilienza e da equilibri delicati, nei quali la distruzione di alcuni singoli elementi potrebbe compromettere la stabilità dell’intero ecosistema. La stima per valori tipici applicata al tema del danno ambientale dovrebbe limitarsi a quei casi in cui i rapporti di complementarietà sono di entità trascurabile.</p>
<p>Stima per comparazione diretta pluriparametrica, approccio mediante regressione multipla.</p>	<p>La tecnica permette di affiancare a variabili di tipo quantitativo anche variabili di tipo qualitativo, attraverso l’approccio dicotomico (variabile che assume il valore 1 in presenza di una certa caratteristica e il valore 0 in assenza della stessa). La possibilità di utilizzare contemporaneamente variabili quantitative e qualitative rende la regressione multipla particolarmente adatta alla valutazione di beni ambientali.</p>

(Fonte: nostra elaborazione da ANPA, 2002)

Fase 3) La raccolta e l’elaborazione dei dati

La terza fase del processo valutativo consiste nell’individuazione e nell’elaborazione di tutti i dati che si reputano necessari a risolvere il quesito estimativo formulato nelle fasi precedenti. In particolare, la letteratura di settore (ANPA, 2002), suddivide i dati in due macrocategorie, come si evince dalla tabella che segue (Tab. 11).

Tab. 11 Tipologie di dati e applicabilità al tema del danno ambientale

Tipologia di dato	Definizione	Applicabilità al danno ambientale
Dati di fatto	Si tratta di dati direttamente accertabili e misurabili, in quanto relativi a fenomeni effettivamente avvenuti e pertanto analizzabili in maniera certa.	Per definizione, sono dati che vanno riferiti all’entità concreta del danno specifico. Sono ricavabili attraverso misurazioni.
Dati ipotetici	Sono dati stimabili sulla base di ipotesi definite a priori, in quanto non riferibili a fenomeni effettivamente avvenuti.	Per definizione, non sono direttamente misurabili. Vanno determinati con riferimento a fatti ricostruiti attraverso una stima comparativa.

(Fonte: nostra elaborazione da ANPA, 2002)

Una volta individuati e raccolti i dati che si reputano necessari, si può procedere alla loro elaborazione attraverso le modalità previste dal procedimento estimativo prescelto.

2.5.3 Le operazioni di sconto nei procedimenti estimativi legati al danno ambientale

Ciascuna delle molteplici componenti costituenti un danno ambientale si manifesta generalmente in un orizzonte temporale specifico, che può essere più o meno lungo a seconda delle circostanze di riferimento. Questa diversità temporale dei singoli elementi impone al valutatore di procedere con un'operazione di omogeneizzazione, in modo da poter riferire ogni analisi ad uno stesso momento. Solo seguendo questo procedimento è possibile aggregare correttamente componenti che si riferiscono a situazioni temporali differenti tra di loro.

Se il riferimento è l'attualità, la letteratura parla di operazione di sconto o attualizzazione. Con "sconto" si intende quella «riduzione dell'importanza attribuita ai guadagni e alle perdite nel futuro rispetto al presente» che ha origine dal fatto che «l'analisi economica tende ad assumere che una data unità di beneficio o di costo abbia una rilevanza maggiore se viene sperimentata nel presente piuttosto che nel futuro»⁶⁴.

Elemento fondamentale per adempiere a questo obbligo procedurale è la definizione di un adeguato saggio di sconto, inteso come quel tasso rispetto al quale i benefici e i costi vengono scontati (Pearce e Turner, 1991).

Detto il saggio di sconto ritenuto di volta in volta più idoneo, è possibile riportare all'attualità (t = 0) un valore V_t riferito ad un generico momento futuro t per mezzo della seguente formula:

$$VA = V_t / (1 + i)^t$$

dove VA rappresenta il valore attuale.

Volendo estendere la trattazione a più valori che si manifestano ciascuno in un momento temporale di riferimento specifico (0, 1, 2, ..., t, ..., T), il valore attuale complessivo assume la seguente forma:

$$VA = \sum V_t / (1 + i)^t \quad \text{con } 0 < t < T$$

Per definizione, VA è fortemente condizionato dal saggio di sconto che si decide di adottare. In particolare, un tasso di sconto elevato tende a rendere molto basso l'ammontare attuale di un valore molto lontano nel tempo; in altre parole, «più elevato è il tasso di sconto, maggiore sarà la discriminazione nei confronti delle generazioni future»⁶⁵. Al contrario, un saggio di sconto basso o addirittura prossimo allo zero rende apprezzabili nel momento attuale valori relativi a situazioni caratterizzate da orizzonti temporali molto estesi. Quando, in casi estremi, si assume il valore zero,

⁶⁴ D. W. Pearce e R. K Turner, opera citata, 1991, pag. 211.

⁶⁵ D. W. Pearce e R. K Turner, opera citata, 1991, pag. 220.

la dimensione temporale viene completamente annullata e il confronto tra momenti temporali differenti avviene in maniera diretta, come se il tempo fosse una costante irrilevante ai fini dell'analisi.

Nella valutazione di beni pubblici e di fenomeni di danno coinvolgenti gli ecosistemi naturali, il saggio di sconto assume la specifica connotazione di "saggio sociale di sconto" (ANPA, 2002). Per quanto riguarda la sua definizione, la letteratura sull'analisi costi-benefici sociale e sulla valutazione dei beni ambientali è concorde nel ritenere che esso debba assumere valori più bassi rispetto ai saggi di interesse finanziari utilizzati nei processi di valutazione che riguardano i beni privati, in modo da rendere apprezzabili oggi valori riferiti a momenti futuri lontani nel tempo. Solo così è possibile rispondere adeguatamente alle esigenze imposte dai principi dello sviluppo sostenibile⁶⁶.

Le questioni di efficienza intertemporale e le ragioni di etica intergenerazionale hanno talora addirittura messo in discussione la fondatezza del processo di attualizzazione, in quanto l'utilizzo di saggi di sconto positivi tenderebbe a rendere conveniente, secondo un rapporto di proporzionalità tra crescita del tasso e aumento della convenienza, la realizzazione di investimenti caratterizzati da forti esternalità ambientali negative, rendendo trascurabili sul lungo periodo i costi sociali⁶⁷. D'altra parte tale posizione, che nelle sue forme più radicali imporrebbe di optare per saggi di sconto nulli o addirittura negativi, va ridimensionata in quanto potrebbe a tal punto limitare gli investimenti e la crescita economica da compromettere lo sviluppo delle generazioni attuali a favore di quelle future. A questo va aggiunto che esiste un problema intrinseco connesso all'idea di «ridurre i tassi di sconto in base a considerazioni di tipo ambientale, dato che, di fatto, non esiste un'unica relazione tra tassi di sconto elevati e peggioramento della qualità dell'ambiente, come spesso si è supposto»⁶⁸.

⁶⁶ E' fondamentale proiettare le valutazioni di danno anche sulle generazioni future in quanto, come sostengono Norgaard and Howarth (1991), la sostenibilità non riguarda solo la definizione di modalità di allocazione efficiente delle risorse per quanto riguarda la generazione attuale, ma richiama piuttosto un dovere nei confronti di chi verrà dopo di noi.

⁶⁷ Si vedano a tal proposito Hauer, secondo il quale «*the question of whether to discount environmental consequences and at what rate to do so is a particular instance of a more general concern. Whatever the context within which lives and time are be discounted, be it road safety, environmental protection, medical interventions or food safety, it may seem odd to assert that saving the life of an anonymous person this year is more important than saving the life of a different anonymous person next year or a generation from now*, (E. Hauer, *Computing what the public wants: some issue in road safety cost-benefit analysis, Accident Analysis and Prevention*, 43, 2011, pp. 158) e Frederick et al., (2002), secondo i quali «*the lack of explicit justification for the magnitude of the discount rate reflects a more fundamental failure to identify the theoretical basis for discounting*», S. Frederick, G. Loewenstein, T. O'Donoghue, *Time discounting and time preference: a critical review*, *Journal of Economic Literature* XI, 2002, pag. 368.

⁶⁸ D. W. Pearce e R. K Turner, opera citata, 1991, pag. 222.

Dai primi esiti relativi al dibattito tutt'ora in corso nel mondo scientifico riguardo la scelta di saggi di sconto adeguati al variare delle condizioni al contorno, sembra emergere che il valore ottimale non dipende tanto dal contesto valutativo nel quale si sta operando, quanto piuttosto dalla tipologia di risorsa danneggiata. La scelta dell'opportuno saggio di sconto nel caso di stime che si riferiscono a danni ambientali di tipo non catastrofico è meno problematica e controversa di quanto non avvenga nel caso di investimenti pubblici di lungo periodo, principalmente per il fatto che molte delle componenti che costituiscono il danno ambientale si riferiscono ad un orizzonte temporale limitato e circoscritto. Nel caso di danni ambientali non catastrofici tematiche quali la stima dei costi di ripristino e l'analisi dei danni transitori dovuti ad interruzioni dei flussi di utilità sono tipicamente caratterizzate da orizzonti temporali di facile gestione, fattore questo che rende più semplice la scelta del tasso di sconto.

Inoltre, le caratteristiche di transitorietà tipiche di molti fenomeni avversi che vanno ad interferire con il sistema ambientale comportano quale conseguenza diretta che la scelta di un certo tasso di sconto rispetto ad un altro non influenza in modo così marcato il valore attuale del danno, né il coinvolgimento delle generazioni future. Da qui la conclusione secondo cui non è necessario coinvolgere nell'analisi, se non in maniera fortemente marginale, questioni di tipo etico. Una trattazione di natura diversa va invece riservata a quelle situazioni in cui sono da quantificare componenti permanenti di un fenomeno di danno; in casi del genere la scelta del saggio di sconto diventa un'operazione più delicata poiché in essa vanno contemplati costi e disutilità che perdurano nel tempo. In questo senso, sembrerebbe necessario affidarsi a tassi prossimi allo zero oppure addirittura negativi. Nella realtà, nonostante questa ipotesi sia concettualmente corretta, non costituisce nella pratica un'opzione perseguibile, in quanto la giurisprudenza e la normativa in materia di valutazione dei danni ambientali non consentono di imporre al responsabile del danno risarcimenti di entità insostenibile (ANPA, 1999 in ANPA, 2002). In termini operativi, la letteratura di settore è concorde nel definire quale parametro di scelta per il tasso di sconto sociale quel determinato valore in grado di condurre alla situazione di cosiddetto "rischio zero". Tale saggio andrebbe inoltre differenziato al variare della tipologia di risorsa danneggiata e del periodo temporale, fattori questi che rendono fondamentale l'esperienza dell'estimatore.

Interessanti suggerimenti sul tema sono forniti dalla *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA)⁶⁹ nel testo *Natural Resources Damage Assessment Final Rule* per gli Stati

⁶⁹ Si tratta di un'agenzia amministrativa facente capo al Dipartimento del Commercio degli USA.

Uniti (U.S.Federal Register, 1996), al quale si rimanda per ulteriori approfondimenti. In particolare, l'idea di fondo esPLICITATA nel documento è che sono da utilizzare saggi di sconto esenti da rischio e riferiti ai rendimenti reali dei titoli emessi dal Tesoro per tutti quei casi in cui si tenda ai seguenti obiettivi:

- attualizzazione dei costi di ripristino e/o di surrogazione;
- attualizzazione del valore relativo ad interruzioni dei servizi pubblici;
- necessità di riferire al momento attuale eventuali costi sostenuti da organismi pubblici per rendere operativi interventi di emergenza.

Nel caso di danni irreversibili a risorse naturali, non potendo fare riferimento a mercati che presentano riferimenti temporali di lunga durata, il tasso suggerito è pari al 3%⁷⁰.

Secondo alcuni autori (ANPA, 2002; Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001), indicazioni da prendere in considerazione per la scelta del tasso di sconto relativamente al contesto italiano sono le seguenti:

- il tasso di sconto deve essere differenziato a seconda delle diverse componenti del danno di volta in volta valutate;
- è necessario optare per valori via via più bassi al crescere degli orizzonti temporali di riferimento;
- sono da preferire, quando possibile, saggi finanziari di mercato esenti da rischio, quali ad esempio i titoli pubblici;
- vanno scelti di volta in volta, quale termine di paragone, rendimenti di titoli comparabili per orizzonte temporale alla componente del danno che si sta analizzando;
- per le componenti del danno caratterizzate da manifestazioni che si esplicano sul lungo periodo e in mancanza di un mercato finanziario reale e attivo, è opportuno riportare la stima al saggio di capitalizzazione dei suoli ad esclusiva destinazione agricola. Si tratta, in sostanza, di un valore stimabile intorno al 2-3% nel caso di un orizzonte temporale di trent'anni circa e pari all'1-1,5% per un periodo di riferimento più lungo⁷¹.

⁷⁰ Si sottolinea come queste indicazioni siano state fornite per un contesto temporale diverso da quello attuale e precisamente riferite all'anno di pubblicazione del manuale *Il danno ambientale ex.art.18 L.349/86, Aspetti teorici ed operativi della valutazione economica del risarcimento dei danni*, ovvero il 2002.

⁷¹ Si rimanda alla nota precedente.

2.5.4 La scelta del momento temporale a cui riferire l'operazione di stima di un fenomeno di danno

Un elemento importante da definire nell'impostazione della procedura di stima di un evento di danno è il momento temporale a cui fare riferimento, il cosiddetto "momento zero", inteso come istante di tempo nel quale centrare le operazioni di sconto delle diverse componenti oggetto dell'analisi.

Intuitivamente, si tende a fissare questo "momento zero" in concomitanza con l'insorgere dell'evento. Una scelta del genere è particolarmente strategica in quanto permette di attualizzare tutti i valori stimati riportandoli ad uno stesso momento temporale e di usufruire di tutte le conseguenze positive che da tale scelta derivano. Innanzitutto, così facendo, si arriva a definire in maniera chiara ed univoca l'elemento temporale a cui riferirsi. In secondo luogo, si tratta di un modo di procedere coerente con l'impostazione secondo cui la stima deve tenere conto delle situazioni con danno/senza danno. In terzo luogo, questa scelta permette di svincolare l'analisi dalla necessità di riferirsi alla durata del procedimento giudiziale che porta alla liquidazione del risarcimento. Riconosciuta come corretta questa impostazione, qualora dovesse verificarsi (situazione tra l'altro tutt'altro che rara) che le procedure di valutazione dell'evento di danno abbiano inizio con un certo ritardo temporale rispetto al momento zero, è comunque possibile riportare la stima del danno alle condizioni attuali attraverso un'operazione di posticipazione. Se si sceglie un appropriato saggio, si può giungere ad una rivalutazione delle eventuali spese di emergenza già sostenute dalla collettività da quando l'evento si è manifestato e riferire il tutto ad un costo di opportunità finanziario collettivo.

2.6 Possibili procedimenti di calcolo per giungere alla stima di un evento di danno

Si ipotizzi il verificarsi di un evento di danno e di dover procedere con una stima del fenomeno in grado di dar conto, ai fini valutativi, delle conseguenze riscontrabili all'interno dei seguenti comparti:

- sfera delle attività economiche e produttive;
- patrimonio nella sua globalità, disaggregato tra patrimonio di natura economica e di matrice storico-culturale;
- ecosistemi naturali;

- salute umana e qualità della vita.

Se l'obiettivo ultimo della stima del danno è quantificare il fenomeno in termini monetari, diversi sono i possibili modelli valutativi da seguire.

In particolare, volendo ripercorrere quanto suggerito dagli autori del volume *Il danno ambientale ex.art 18 L.349/86* (ANPA, 2002)⁷², il punto di partenza riguarda l'osservazione degli effetti che il fenomeno di danno ha generato sul comparto delle attività economiche e produttive e sui capitali prodotti dall'uomo. La scelta di iniziare l'analisi da questi elementi è legata al fatto che essi rappresentano gli aspetti con una più spiccata connotazione economica. Una volta esaurito questo *step*, si procede con la stima di tutti gli altri fattori individuati che, per loro natura intrinseca, sono caratterizzati da una valenza economica meno marcata.

Il miglior approccio analitico per la determinazione dell'entità di un fenomeno di danno sembra essere quello che fa riferimento all'attualizzazione dei mancati benefici e dei costi relativi al periodo transitorio e permanente. Operativamente, si ricorre a questa configurazione⁷³:

$$D = \sum_{(i=1,m)} B_i 1/q^i + \sum_{(i=m,n)} (B_i + C_i) 1/q^i + \sum_{(i=n,\infty)} (B_i + C_i)/r 1/q^i$$

dove

B_i sono i benefici perduti o i mancati redditi riconducibili al fenomeno;

C_i sono i costi di ripristino sostenuti per riportare il sistema a condizioni pari a quelle presenti nella situazione "senza danno";

$q = (1 + r)$ rappresenta il montante unitario;

r è il tasso di interesse scelto per l'analisi;

n è il numero di anni o mesi costituenti il periodo transitorio. In particolare, esso viene a sua volta scomposto in una fase iniziale, che si estende dall'istante 0 ad m , ed in una di ripristino, che da m prosegue fino ad n . Terminato il periodo transitorio inizia quello permanente che, dal momento n , si protrae teoricamente ad infinito.

2.6.1 La stima dei danni diretti

La valutazione dei danni di tipo diretto richiede, quale primo passo fondamentale, di procedere ad una ricostruzione dei fenomeni di diminuzione o, nei casi estremi, di arresto del flusso di beni e

⁷² Pur nella consapevolezza dell'evoluzione normativa che è avvenuta in Italia dal 1986 ad oggi, rimane interessante e valida la struttura metodologica proposta nel volume.

⁷³ ANPA, opera citata, 2002, pag. 103.

servizi che sono imputabili in maniera diretta al verificarsi dell'evento avverso. Tale variazione è generalmente misurabile in termini di contrazione del valore aggiunto relativo ad ogni singola attività colpita dal fenomeno, a cui vanno sommati i danni al capitale prodotto dall'uomo e al capitale naturale.

1) Danni alle attività produttive private e relativa sospensione

A causa del verificarsi di un danno ambientale, le attività e i processi produttivi correlati al sistema naturale subiscono una sospensione che può essere circoscritta ad un periodo di tempo limitato e ben definito, oppure estendersi lungo un orizzonte temporale più ampio, fino a diventare di tipo permanente nei casi più gravi.

In casi del genere, la volontà di pervenire ad una stima che sappia rendere conto del fenomeno non può prescindere dalla valutazione dei seguenti elementi:

- il costo di natura privata dovuto alla sospensione oppure all'arresto dei processi produttivi. Si tratta di una grandezza esprimibile attraverso elementi specifici quali ad esempio il valore attuale dei profitti, dei salari, degli interessi, dei benefici fondiari o di altri eventuali pagamenti legati all'utilizzo di risorse naturali;
- il costo di natura pubblica, inteso come costo che la comunità si trova a dover sostenere a causa della sospensione o dell'arresto della produzione. E' necessario analizzare tutti quei costi legati alla sospensione dei servizi amministrativi valutati al loro costo di produzione a cui va aggiunto il valore dei servizi direttamente offerti al pubblico (sanità, trasporti, infrastrutture *etc.*). Tutte queste tipologie di costi vanno stimate sulla base del maggior valore tra i prezzi al consumo e il costo di produzione (Howe, 1990, in ANPA, 2002).

Il valore aggiunto riconducibile ad un'attività produttiva può essere ricavato secondo due procedure alternative:

1. calcolando la remunerazione di tutti i fattori impiegati nell'attività produttiva medesima, quali ad esempio il lavoro svolto, il capitale, le rendite, gli interessi sul capitale di terzi *etc.*;
2. sottraendo al valore della produzione quello relativo ai fattori produttivi acquistati (ANPA, 2002).

Come si è già detto, a seguito del verificarsi di un evento avverso, è probabile che alcuni flussi di reddito subiscano una sospensione, che può essere temporanea, differita nel tempo oppure definitiva, a seconda della gravità del danno e delle caratteristiche delle risorse colpite. La perdita

di valore aggiunto è di tipo definitivo quando i fattori produttivi liberati dall'attività produttiva coinvolta non trovano alcun impiego alternativo e sono pertanto da considerarsi perduti; viceversa, quando si verifica un processo di assorbimento di questi elementi da parte di altri processi, la perdita sofferta si riduce alla differenza tra il compenso che si sarebbe ottenuto in mancanza di danno e quello invece realizzato attraverso l'impiego alternativo.

E' fondamentale ricostruire l'andamento della sospensione di un processo produttivo dovuta ad un danno ambientale, in quanto le caratteristiche temporali della pausa hanno importanti ripercussioni sulla valutazione finale. Se la sospensione è di tipo temporaneo, il valore aggiunto relativo all'attività produttiva danneggiata non viene a mancare, ma è solamente differito nel tempo. In un caso del genere, non è richiesta la fase di attualizzazione, in quanto si parte dal presupposto che il danno non comporti una perdita di produzione ma solo un ritardo nella sua realizzazione. L'impresa, dovendo posticipare tale produzione di un certo periodo n , una volta ripresa l'attività, si adopererà maggiormente per un periodo di tempo pari alla durata della sospensione in modo da ottenere una produzione doppia rispetto a quella iniziale, così da annullare gli effetti negativi.

Questo comportamento adattativo è però attuabile solo per quei sistemi caratterizzati da una capacità produttiva ed una flessibilità tali da permettere di recuperare la perdita di produzione dovuta alla sospensione nel corso del periodo successivo al verificarsi del danno. Più realisticamente, questa capacità di recupero andrebbe ridimensionata in funzione della reale capacità produttiva e gestionale dell'attività interessata, o almeno distribuita su un orizzonte temporale adatto a sostenere questo incremento di produzione, da non considerarsi a priori pari ad n .

Il valore attuale della produzione differita nel tempo, equivalente nel caso specifico al danno che si vuole quantificare, può essere ottenuto dalla differenza che sussiste tra il valore attuale della produzione in assenza di danno e il valore attuale della produzione in presenza di danno, secondo la seguente espressione⁷⁴:

$$\Delta PV = PV_1 - PV_2$$

Assumendo pari ad n il periodo lungo il quale la produzione è stata sospesa (espresso in unità di misura quali il numero di anni o di mesi), r il tasso di interesse, $q = (1 + r)$ il montante unitario e VA

⁷⁴ ANPA, opera citata, 2002, pag. 106.

il valore aggiunto, è possibile procedere alla stima del danno sofferto a causa del differimento dell'attività economica attraverso la seguente formula:

$$\Delta PV = PV_1 - PV_2 = VA/r (1 - 2/q^n + 1/q^{2n})$$

dove PV_1 , valore attuale della produzione in assenza di danno, è espresso da:

$$PV_1 = VA/q + VA/q^2 + \dots + VA/q^{2n} = VA (q^{2n} - 1)/rq^{2n}$$

e PV_2 , valore attuale relativo alla situazione in cui si è verificato il danno, è esprimibile come:

$$PV_2 = 2VA/q^{n+1} + 2VA/q^{n+2} + \dots + 2VA/q^{2n} = 2VA (q^n - 1)/rq^{2n}$$

Nei casi estremi in cui la sospensione assume una connotazione permanente, il valore aggiunto della produzione viene irrimediabilmente a mancare assumendo valore nullo e il processo estimativo deve avvenire attraverso l'attualizzazione del valore perduto. In un caso del genere il danno dovuto al differimento dell'attività economica assume la seguente forma:

$$VA/r(1 - 1/q^n) \quad [\text{con } PV_2 = 0]$$

(Fonte: modello tratto da ANPA, 2002)

2) Danni al consumatore dovuti all'interruzione di servizi pubblici

Il verificarsi di un danno ambientale può generare quale conseguenza diretta la sospensione temporanea o definitiva di determinati servizi pubblici dei quali la collettività è abituata a fruire quotidianamente. Questo fattore, a sua volta, può condizionare fortemente il benessere di tutti gli individui coinvolti e il funzionamento ordinario delle attività economiche ad essi correlate. Si pensi, ad esempio, alle conseguenze in termini di variazione del benessere degli individui e di funzionamento delle attività economiche di un'eventuale sospensione di servizi pubblici quali l'amministrazione pubblica, la giustizia, l'istruzione, la sanità. L'analisi e la valutazione dei danni correlati a fenomeni del genere possono essere affrontate secondo due diverse tipologie di approcci:

- 1) attraverso la valutazione del costo di fornitura del servizio pubblico sospeso;
- 2) in termini di valore del servizio erogato.

La seconda modalità presenta difficoltà oggettive legate al fatto che molto spesso non esiste un prezzo di mercato a cui fare riferimento per analizzare servizi di natura pubblica oppure, se esiste, non sempre è in grado di riflettere adeguatamente il costo marginale. Ne deriva che la sospensione o l'annullamento dei servizi pubblici possano essere valutati con maggiore efficacia

ricorrendo a determinati aspetti economici definiti di volta in volta sulla base dello specifico servizio interrotto, piuttosto che attraverso il ricorso ai valori contabili.

Si rimanda alla tabella che segue (Tab. 12) per una disamina dei principali metodi di stima utilizzabili per quantificare il danno al consumatore dovuto alla sospensione di servizi pubblici.

Tab. 12 Metodi di stima da utilizzare nel caso di sospensione dei servizi pubblici a seguito di un evento di danno

Aspetto economico preponderante del servizio sospeso	Presupposti per la stima	Metodo di stima utilizzabile
Valore di surrogazione	Sostituibilità tra il servizio pubblico sospeso a causa del danno verificatosi e altri servizi pubblici surroganti.	Costo di surrogazione del servizio pubblico sospeso.
Valore di mercato	Sostituibilità tra il servizio pubblico sospeso a seguito del danno e servizi o beni di tipo privato presenti sul mercato.	Prezzo dei servizi o beni privati in grado di sostituire il servizio pubblico sospeso.
Valore complementare	A disposizione recenti valori di compravendita dei beni influenzati dal servizio attualmente sospeso.	Differenza che intercorre tra il valore dei beni "con" e "senza" disponibilità del servizio oggetto della stima.
Valore di produzione	Il servizio è sospeso in modo temporaneo o definitivo.	Costi di erogazione del servizio sospeso.
Valore dei servizi sospesi	E' riscontrabile un apprezzamento sociale da parte della comunità nei confronti del servizio sospeso.	Stima del <i>surplus</i> del consumatore (ricorso al metodo diretto della Valutazione Contingente).

(Fonte: nostra elaborazione da ANPA, 2002)

In un contesto di valutazione del genere è importante sottolineare come vadano inseriti nell'analisi, oltre al valore dei servizi pubblici sospesi, anche i costi sostenuti per affrontare eventuali situazioni di emergenza, per mitigare gli effetti del fenomeno e, ove questo sia possibile, per ripristinare le risorse danneggiate.

3) Danni al patrimonio

Per "danni al patrimonio" si intendono tutti quegli eventi che hanno colpito, in maniera più o meno grave, i capitali realizzati dall'uomo, intesi in senso lato. Rientrano nella definizione di "patrimonio" le seguenti categorie di beni:

- patrimonio immobiliare di tipo produttivo, privato e pubblico;
- patrimonio immobiliare residenziale non produttivo, privato e pubblico;
- altre immobilizzazioni, quali ad esempio impianti, macchine, attrezzature;
- patrimoni di natura finanziaria;
- patrimonio storico, culturale, architettonico (ANPA, 2002).

Nel caso particolare di danni al patrimonio storico-architettonico e culturale, per la natura stessa del bene, è necessario ricorrere a metodologie studiate *ad hoc*, diverse rispetto a quelle utilizzabili per la stima dei danni al tradizionale patrimonio produttivo e residenziale.

Nella procedura di valutazione di fenomeni di danno, i valori finanziari ascrivibili ad un'attività economica sono da escludere in quanto dipendono, nel lungo periodo, esclusivamente dalla redditività dell'impresa stessa. Sommare eventuali variazioni finanziarie a quelle di reddito costituirebbe un errore di doppio conteggio.

Nel caso di immobilizzazioni private, i capitali di lunga durata presentano un valore generalmente contabilizzato in bilancio come differenza tra il valore storico e di acquisto oppure di costruzione, periodicamente rivalutato, e la quota già ammortizzata, il cosiddetto "fondo ammortamento".

Per quanto riguarda invece la contabilità pubblica, essa è in questo senso carente, in quanto i valori non sono né rivalutati né deprezzati con gli ammortamenti; ne deriva che tali valori sono poco adatti agli scopi pratici della stima di fenomeni di danno. Al contrario, nel caso del patrimonio produttivo, si assiste ad un processo di contabilizzazione ben definito che, anno per anno, aggiorna i valori delle immobilizzazioni in linea con il deprezzamento, considerato come una voce di costo nel conto economico. Si tratta di un computo in apparenza affidabile: tuttavia, anche i dati relativi alla contabilità privata sono spesso poco attendibili, in quanto non prendono in considerazione se non con cadenza periodica la tendenza all'incremento del livello dei prezzi dovuta a fenomeni quali l'inflazione, l'aumento dei costi di produzione, l'innovazione tecnologica (ANPA, 2002).

Principio cardine da cui far discendere ogni riflessione in tema di danni al patrimonio è quello secondo cui il valore da prendere in considerazione ai fini della stima non è il costo da sostenere per la sostituzione del patrimonio che ha subito il danneggiamento, ma il valore ad esso associabile prima del verificarsi dell'evento avverso.

Quando si verifica un danneggiamento di un certo capitale, la prima fase della valutazione consiste nel capire se esso possa essere effettivamente ripristinato nella sua forma originaria e, quando ciò risulta possibile, stabilire il livello di ripristino effettivamente perseguibile. Se invece emerge che questa strada non è percorribile, è necessario verificare se (e come) questo capitale possa essere ripristinato da uno di pari obsolescenza.

Nell'analisi di danni legati al patrimonio, la corretta misura del fenomeno potrebbe essere formalmente quantificata attraverso la valutazione del costo dovuto all'anticipo dell'investimento di rinnovo. In caso di danno si assume che il capitale, caratterizzato da un deprezzamento ad uno

stadio più o meno avanzato, venga sostituito da uno nuovo, anticipandone così la sostituzione. Se si assume il valore a nuovo del capitale danneggiato pari a K , si individua in $(n-m)$ anni la durata residua del capitale, si indica con r il tasso, con $q=(1+r)$ il montante unitario e si ipotizza che il capitale, ormai ripristinato, abbia subito un'anticipazione della durata residua pari a $(m-n)$ anni, il valore attuale del costo dell'investimento in assenza di danno sarà pari a⁷⁵:

$$PV_1 = K/q^{n-m} + K/q^{2n-m} + K/q^{3m-n} \dots = Kq^m/q^{n-1}$$

mentre, in presenza di danno, l'espressione diventa:

$$PV_2 = K/q^n + K/q^{2n} + K/q^{3m-n} \dots = Kq^n/q^{n-1}$$

Ne deriva che la misura del danno è esprimibile dalla relazione:

$$\Delta PV = PV_2 - PV_1 = K/(q^n - 1) (q^n - q^m)$$

(Fonte: modello tratto da ANPA, 2002)

Questa differenza tende ad annullarsi quando la durata residua del capitale distrutto $(n-m)$ tende a zero.

Nella valutazione di danni di natura patrimoniale, tuttavia, sorgono alcune difficoltà legate alla corretta determinazione del costo da attribuire al nuovo investimento effettuato, in quanto si verificano lievitazioni di prezzo dovute all'innovazione tecnologica che possono inficiare i risultati. L'evolversi del progresso può comportare l'esigenza di ricostruire un eventuale bene danneggiato ricorrendo non più alla tecnologia propria dell'epoca in cui esso è stato realizzato, ma utilizzando quella ritenuta più adatta nel momento storico in cui si è verificato il danno. Se questa operazione comporta un aumento dei costi di produzione, tale incremento non deve essere integrato nella valutazione economica del danno, in quanto i costi da sostenere per l'adeguamento tecnologico non sono da imputare all'evento avverso. Da un punto di vista economico, sembra corretto piuttosto prendere in considerazione solo i costi necessari al ripristino delle condizioni iniziali.

Nel caso di distruzione parziale di un capitale, è necessario verificare l'effettiva possibilità di ripristinarne l'entità danneggiata. Se l'obiettivo finale è ottenere il ripristino, sia in termini di produttività che di durata residua, il costo di tale operazione a prezzi attuali può essere considerato una misura del danno capace di fornire risultati soddisfacenti.

Un aspetto importante da considerare nel caso di valutazione degli effetti di un'azione di danno sugli immobili riguarda la messa in opera di misure di adattamento o contenimento da parte dei proprietari, che generalmente permangono almeno fino alla sospensione dell'evento medesimo. I

⁷⁵ ANPA, opera citata, 2002, pag. 110.

costi di questa operazione si riflettono sul valore dell'immobile e costituiscono una forma di mitigazione, seppur generalmente contenuta nell'entità, del deprezzamento che l'immobile stesso ha subito a causa del danno ambientale. In alcuni casi particolari, la gravità del fenomeno viene ulteriormente attenuata da interventi o spese aggiuntive sostenute dai proprietari definite "di salvataggio". In particolare, sia le spese legate ad interventi di mitigazione e di difesa che quelle di salvataggio costituiscono a tutti gli effetti una componente del danno arrecato al patrimonio. Nella fase di valutazione del danno sarà pertanto necessario considerare tali spese unitamente all'eventuale deprezzamento subito dall'immobile, pur rimanendo nell'ipotesi di ragionare al netto delle mitigazioni già avvenute per evitare i doppi conteggi, in modo da non sovrastimare la reale entità del fenomeno.

Quando ci si trova ad operare in situazioni per le quali non esistono prezzi di mercato a cui fare riferimento, oppure essi non sono significativi, è possibile procedere alla stima del danno analizzando le variazioni nel mercato delle abitazioni dovute al verificarsi del fenomeno. E' questo il campo della misura indiretta del danno, che si affronta con tecniche edonimetriche⁷⁶. In particolare, il cosiddetto "prezzo edonico" (Cantisani, 2008; Grillenzoni e Grittani, 1994), che rappresenta l'elemento economico su cui si basano le stime di tipo edometrico, è influenzato dai seguenti tre fattori:

- 1) dalle eventuali perdite di valore già subite dall'immobile a causa di altri eventi di danno avvenuti in passato;
- 2) dall'intensità e dalla continuità con cui l'evento oggetto dell'analisi si è manifestato;
- 3) da qualsiasi forma di compensazione monetaria che potrebbe indurre i soggetti coinvolti a decidere di assumersi il rischio di incorrere in un eventuale danno oppure di pagare una somma di denaro in cambio di un incremento nel livello di benessere percepito (ANPA, 2002; Polelli, 1989; Signorello, 1989).

Si introduce così il tema della «disponibilità a ricevere una compensazione (DAC, *Willing to Accept*, WTA) per rinunciare ad una situazione preferita, oppure di pagare (DAP, *Willing To Pay*, WTP), per evitare una situazione che piace di meno»⁷⁷. In particolare, la teoria economica suggerisce che questi due concetti non dovrebbero differire in misura sostanziale. In realtà, per quanto riguarda il tema del danno ambientale, l'interpretazione dei due elementi ha natura diversa. E' necessario chiedere

⁷⁶ Si rimanda al paragrafo 2.4.4 per un approfondimento del tema.

⁷⁷ M. Grillenzoni e G. Grittani, opera citata, 1994, pag. 145.

«quanto le persone siano disposte a pagare per evitare il danno o quanto siano disposte ad accettare come compensazione per sopportare quel danno. In breve, ci sono due misure del beneficio ottenuto dal miglioramento dell'ambiente e due della perdita – o danno- derivante dal deterioramento dell'ambiente:

- DAP per ottenere un beneficio;
- DAC per rinunciare ad un beneficio;
- DAP per evitare un danno⁷⁸;
- DAC per sopportare un danno»⁷⁹.

Secondo studi di settore (Pearce e Turner, 1991), sembra che gli individui valutino i guadagni in modo diverso dalle perdite, come se la rinuncia ad una parte di qualcosa che già possiedono venga percepita con una gravità maggiore rispetto all'acquisizione di un beneficio addizionale⁸⁰. Quando le due grandezze DAP e DAC differiscono in misura significativa, può essere un problema quantificare i benefici ambientali legati al tema del danno, in quanto spesso le politiche adottate sono di natura preventiva piuttosto che orientate al raggiungimento di un beneficio specifico (Casoni e Polidori, 2002). Inoltre, una strategia di prevenzione può non avere giustificazioni se la misura del beneficio è basata sulla DAP necessaria per operare con modalità preventive, ma può assumerla se il beneficio viene interpretato come DAC per sopportare il fenomeno stesso. «Sembra giusto riconoscere che tale questione non è risolta nell'economia dell'ambiente»⁸¹.

Le procedure di valutazione del danno devono concentrarsi in modo particolare sugli ultimi due fattori esplicitati (2 e 3) perché così facendo è possibile cogliere il differenziale di valore indotto sugli immobili dall'evento avverso e il costo delle eventuali misure di compensazione da mettere in atto.

⁷⁸ Sulla base di quest'interpretazione, il tentativo di evitare un danno arrecato all'ambiente e all'uomo si configura come la disponibilità che la collettività dimostra nel finanziare modelli di sviluppo sostenibili (Corinto, 1989).

⁷⁹ D. Pearce e R. K. Turner, opera citata, 1991, pag. 134.

⁸⁰ Un'interessante spiegazione della differenza osservata tra le due misure di valore è offerta dalla *Prospect Theory* (Kahnemann e Tversky, 1979), secondo la quale una medesima variazione di benessere assume valori differenti a seconda che venga interpretata come un miglioramento o un peggioramento rispetto ad una determinata condizione iniziale. Secondo i principi di tale teoria, diminuzioni marginali della quantità disponibile di una risorsa sono valutate ad un tasso marginale superiore di quello con cui vengono valutati uguali incrementi marginali. La causa di ciò è da ricercare nel fenomeno di avversione che si sviluppa relativamente alle perdite, che è particolarmente intenso quando il danno ambientale va ad incidere sulla disponibilità di una risorsa rara o comunque difficilmente ripristinabile.

In realtà, questa prospettiva contrasta con la teoria dell'utilità secondo cui ciascun individuo valuta le variazioni di benessere sulla base di confronti svolti prendendo come termine di paragone gli stati finali di benessere in gioco indipendentemente dalla direzione della variazione.

⁸¹ D. Pearce e R. K. Turner, opera citata, 1991, pag. 135.

2.6.2 La stima dei danni indiretti

I danni di tipo indiretto comprendono tutti quegli effetti negativi sofferti dalla collettività a causa di una sottrazione di risorse per il verificarsi di un danno ambientale che non siano già stati presi in considerazione nella valutazione degli effetti di natura diretta. Essi, per definizione, sono tanto più rilevanti quanto più elevato è il grado di integrazione del sistema economico colpito dall'evento.

La rilevanza economica e sociale di questa tipologia di effetti dipende da numerosi elementi di diversa natura, tra cui la presenza di mercati alternativi capaci di sopperire alle carenze del settore danneggiato, la lunghezza e complessità dei cicli produttivi coinvolti, la possibilità da parte dell'operatore di riprendere la produzione temporaneamente interrotta. Gli effetti indiretti, a differenza di quelli diretti, sono evidenti soprattutto sul lungo periodo e sono riconducibili di solito ad uno dei seguenti fenomeni:

- la contrazione dell'offerta di determinati prodotti intermedi o finali, che si ripercuote sul livello produttivo delle attività a valle del settore danneggiato e sulle vendite commerciali, secondo i dettami del cosiddetto principio del "collo di bottiglia"⁸²;
- lo spostamento della curva di domanda di determinati prodotti finali e beni di investimento (ANPA, 2002).

Un aspetto interessante del danno indiretto è quello relativo all'analisi del punto di vista del consumatore finale. Si tratta di focalizzare l'attenzione sulle modifiche della rendita a cui è soggetto il consumatore a causa delle variazioni dei prezzi e delle quantità di beni disponibili sul mercato.

I due campi di valutazione, quello che ha come oggetto di studio le perdite subite a livello di attività economica e quello che si concentra sul consumatore finale, sono di natura esclusiva e una loro coesistenza è da evitare, in quanto potrebbe indurre in errori di doppio conteggi.

⁸² I colli di bottiglia dell'offerta sono riconducibili ad una imprevista ma consistente carenza di alcuni fattori produttivi essenziali senza i quali il processo produttivo non può essere attivato.

Capitolo 3.

Metodologie di valutazione monetaria per danni agli ecosistemi naturali⁸³

3.1 Danni di natura ecologica e misurazione degli effetti

La valutazione in termini monetari degli effetti di un fenomeno di danno assume una complessità particolare nel momento in cui l'evento avverso abbia colpito gli ecosistemi naturali e ne abbia modificato gli equilibri. In casi del genere è necessario procedere all'identificazione ed alla stima di tutte quelle variazioni riscontrabili nell'ecosistema effettivamente attribuibili al danno; questo significa ragionare contemporaneamente su effetti di natura biologica, naturalistica, tecnica, economica e sociale.

La valutazione è inoltre maggiormente complessificata dalla necessità di includere nell'analisi elementi di natura percettiva, in quanto è fondamentale non solo studiare l'entità di un danno, ma anche definire come esso venga interpretato dalla popolazione. E' possibile che l'alterazione di un determinato ecosistema naturale non sia percepita dai cittadini né in maniera diretta che indiretta⁸⁴ oppure, se percepita, sia sottovalutata in termini di gravità.

La valutazione degli effetti di un evento di danno su un determinato ecosistema non può concentrarsi esclusivamente sul singolo elemento, ma deve allargarsi al comparto delle interazioni e delle sinergie che si creano tra i diversi fattori costituenti il sistema. Solo così è possibile evidenziare globalmente le caratteristiche dell'ambiente relative alla situazione "senza danno" e "con danno" e ottenere per differenza un quadro esaustivo delle modificazioni avvenute⁸⁵. Tale

⁸³ Questo capitolo si riferisce alla risorsa "ecosistemi naturali" secondo un'interpretazione derivante dalla biologia tale per cui «*an ecosystem can be defined at the most basic level as a natural unit of living things (animals, plants and micro-organisms) and their physical environment. The living and non-living elements function together as an interdependent system – if one part is damaged it can have an impact on the whole system. Ecosystem can be terrestrial or marine, inland or coastal, rural or urban. They can also vary in scale from the global to the local. In many cases, ecosystems overlap and interact*». Alla definizione di ecosistema naturale va associato il fondamentale concetto di "servizi ecosistemici", «*defined as services provided by natural environment that benefit people. Some of these ecosystem services are well known including food, fiber and fuel provision and the cultural services that provides benefits to people through recreation and cultural appreciation of nature. Others services provided by ecosystems are not so well known. These include the regulation of the climate, purification of air and water, flood protection, soil formation and nutrient cycling*», Department For Environment Food and Rural affairs, *An introductory guide to valuing ecosystem services*, 2007, pag. 10.

⁸⁴ Si tratta di una condizione che si verifica soprattutto quando il sistema è caratterizzato da scarsi valori d'uso e da elevati valori di non uso.

⁸⁵ Alla base di questa logica sta la convinzione secondo cui la quantificazione di un danno deriva dalla differenza che esiste tra la situazione che si riscontra in presenza del fenomeno e quella relativa all'ipotetico scenario in cui ciò non sia accaduto. Si tratta, nello specifico, di un approccio particolarmente indicato a valutare in maniera esaustiva le conseguenze di un danno ambientale in quanto:

approccio permette inoltre di inquadrare in maniera strutturata le problematiche relative alla valutazione economica del danno ambientale in quanto, se può facilmente verificarsi che un singolo elemento presenti valore economico trascurabile, è assai difficile, se non addirittura impossibile, che la medesima componente collocata nell'ecosistema di riferimento continui a rivestire un ruolo economicamente non apprezzabile. In tal senso, l'analisi estimativa deve essere in grado di comprendere se l'aspetto danneggiato possa rivestire un valore complementare oppure di trasformazione in funzione del ruolo svolto nel sistema osservato e, in caso di risposta affermativa, quantificarlo in termini monetari (ANPA, 2002).

Da quanto si è detto emerge chiaramente come sia fondamentale prendere in considerazione i valori di non uso delle risorse coinvolte quando il danno abbia inciso su un ecosistema. Si tratta di una scelta che permette di superare la visione antropocentrica⁸⁶ per sua natura indirizzata esclusivamente al benessere e all'utilità dei singoli individui con cui finora si è guardato al

1) è per definizione in grado di rendere conto dei fenomeni evolutivi del sistema in una situazione caratterizzata da assenza di danno. E' questa una caratteristica importante in quanto permette di distinguere le modificazioni dell'ambiente dovute effettivamente al verificarsi dell'evento da quelle che invece sarebbero avvenute comunque, in quanto intrinseche al sistema stesso. Questa necessità di analizzare in maniera separata l'andamento naturale del sistema dalle modificazioni che invece sono legate prettamente al danno è particolarmente stringente in quanto dalle conclusioni ottenute deriva la possibilità di eliminare dal modello tutte quelle variabili che non forniscono informazioni pertinenti e che potrebbero condurre a stime non corrette. E' infatti tutt'altro che raro il verificarsi di situazioni in cui, in un ecosistema naturale danneggiato, accanto alle modificazioni specificamente legate all'evento, permangano elementi evolutivi da esso totalmente indipendenti. Sul piano pratico questo approccio presenta parecchie difficoltà dovute alla generale scarsità di dati a disposizione per impostare ragionamenti in termini di variazioni nel tempo delle risorse ambientali. Solo nei casi in cui è presente un sistema di monitoraggio ambientale di tipo continuo per mezzo del quale sono state portate a termine campagne di raccolta dati antecedenti al verificarsi dell'evento è possibile procedere con una quantificazione del fenomeno per differenza tra le due situazioni, quella "con danno" e quella "senza danno". A tal proposito afferma Giampietro che «qualunque valutazione di eventi dannosi che abbia alterato la qualità o lo *standard* di determinate componenti ambientali può avvenire solo se è funzionante un efficace e costante programma di monitoraggio ambientale, che consenta di avere una fotografia dello stato dell'ambiente che precede l'illecito e di valutare quindi la sua variazione in seguito all'evento dannoso», F. Giampietro, *La valutazione del danno all'ambiente: i primi passi dell'art.18 della legge n.349/1986*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano, pag. 129;

2) permette di svincolarsi da eventuali adattamenti del sistema che potrebbero verificarsi e generare effetti mitigativi sull'entità del danno oppure, addirittura, rappresentare opportunità positive per alcuni soggetti colpiti. E' questo un elemento interessante da tenere in considerazione in quanto, a seguito del verificarsi di un evento di danno, possono sussistere circostanze tali per cui determinati soggetti, in situazioni specifiche, ne traggono un vantaggio economico. Queste variazioni positive dell'andamento del benessere non vanno incluse nelle valutazioni legate al danno, in quanto derivano esclusivamente dall'abilità dei soggetti danneggiati.

⁸⁶ E' evidente come ad oggi il tema della valutazione economica di eventi di natura dannosa sull'ambiente naturale soffra di uno squilibrio verso la visione antropocentrica. Si tratta, del resto, di una problematica tipica di tutte quelle situazioni in cui è richiesto di attribuire valori monetari a beni di tipo ambientale. La crescente domanda di beni ambientali e la sempre maggiore consapevolezza della necessità di perseguire un modello di sviluppo sostenibile costituiscono però un valido motivo per rivedere questo approccio, indirizzandolo maggiormente verso un profilo di analisi scientifico.

problema e di orientarsi verso valutazioni intrinsecamente attente al valore ambientale degli ecosistemi (Pearce, 1996).

Una modalità convincente per valutare un evento di danno agente sul sistema ambientale è quella di fare riferimento, per quanto possibile, alla nozione di Valore Economico Totale (VET)⁸⁷. Corretta sul piano teorico, questa strada è in realtà piuttosto difficoltosa sul piano pratico in quanto, come si è già visto, è complicato pervenire ad una stima soddisfacente del valore delle componenti di non uso. Per ovviare a questa criticità, in molte situazioni nelle quali è richiesto di valutare danni di natura non catastrofica, si preferisce stimare solo le componenti di uso per via indiretta e trascurare completamente quelle di non uso.

E' questo, del resto, un limite che riguarda i metodi estimativi per la valutazione monetaria del danno; essi, a parte alcuni casi particolari in cui è possibile ragionare in termini di ripristinabilità e surrogabilità, non sono da soli sufficienti per trattare adeguatamente le componenti di non uso riconducibili alle risorse ambientali danneggiate.

Il rischio più frequente in cui si incorre seguendo questo approccio è quello di arrestarsi alla quantificazione fisica del danno o, addirittura, alla sola identificazione delle componenti del fenomeno senza giungere ad una misura monetaria. In realtà, anche in situazioni del genere, le analisi propedeutiche sviluppate, i dati raccolti e le conclusioni raggiunte sono da ritenersi elemento utile se non addirittura fondamentale per la costruzione di quel quadro conoscitivo che costituisce il punto di partenza per le valutazioni monetarie del danno.

⁸⁷ Come si è già detto, la scelta di valutare i beni ambientali facendo riferimento al VET permette di porre l'attenzione non solo sulle componenti legate alla fruizione del bene stesso (e che presentano un mercato di riferimento), ma di includere nell'analisi anche le componenti di non uso. Per un approfondimento del tema si rimanda ad una ricerca di Merlo e Croitoru (2005), all'interno della quale i due autori propongono un'interessante metodologia per definire il Valore Economico Totale delle foreste del Mediterraneo con l'obiettivo di fornire indicazioni per una gestione sostenibile della risorsa.

3.1.1 La fase di identificazione di un evento di danno coinvolgente un ecosistema naturale

Nel processo di stima di un fenomeno di danno che abbia compromesso gli ecosistemi naturali uno dei primi risultati a cui si deve tendere è la distinzione tra i cambiamenti riconducibili all'evoluzione del sistema stesso e legati a dinamiche naturali da quelli indotti dal fenomeno. Al fine di quantificare il danno, solo i secondi aspetti sono da prendere in considerazione.

Il tema è quanto mai complesso in quanto da un lato esistono eventi naturali in grado di indurre modificazioni nell'ambiente che sono però indipendenti dal verificarsi di specifici eventi di danno mentre, in altri casi, fenomeni di danno anche di limitata entità, se proiettati sul lungo periodo, possono incidere sulla frequenza e sulle caratteristiche degli eventi naturali ampliandone le conseguenze e andando ad incidere sugli equilibri globali. Si tratta di saper individuare e ricostruire le relazioni esistenti tra eventi diversi e di mappare la filiera delle conseguenze.

Generalizzando, i fenomeni di danno riguardanti l'ambiente possono compromettere gli equilibri ecosistemici secondo due diverse modalità:

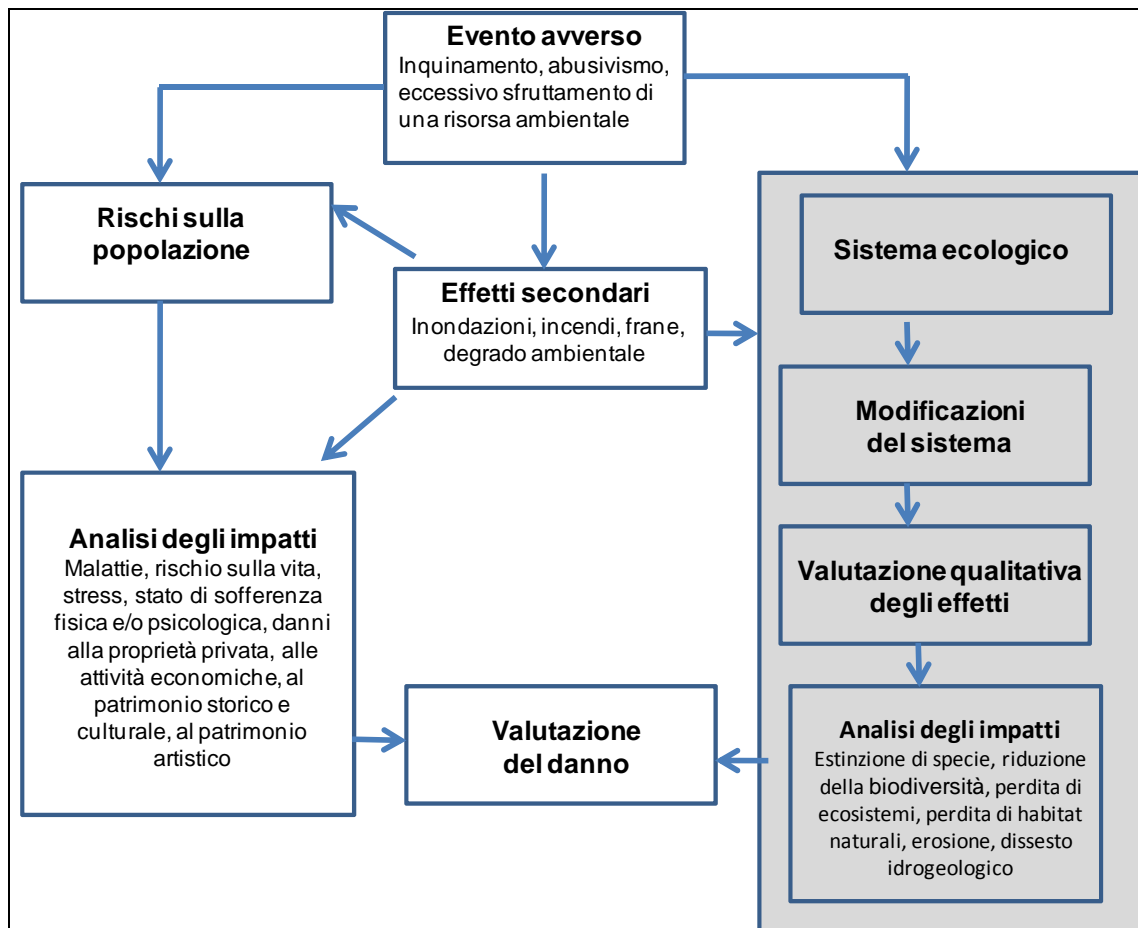
- 1) in maniera diretta, andando a modificare le utilità prodotte dall'ecosistema stesso;
- 2) indirettamente, alterando stabilità e resilienza dell'ecosistema rispetto ad eventi eccezionali oppure ad eventi avversi di natura non catastrofica ma che, ripetendosi nel tempo, in virtù di una somma degli effetti, generano sul lungo periodo conseguenze più marcate rispetto a quelle che si sarebbero manifestate a seguito di ogni singolo fenomeno (ANPA, 2002).

La valutazione fisica ed economica di un fenomeno di danno su un determinato ambiente rappresenta un processo che, per fornire risultati attendibili, deve concentrare l'analisi su tutte le funzioni ecosistemiche modificate dall'evento avverso. Non interessa un modello parziale, ma piuttosto si deve tendere ad una visione del fenomeno il più globale possibile. E' necessario prendere in considerazione le variazioni di natura diretta ed indiretta, quelle attuali e future, certe ed incerte, pur nella consapevolezza che per talune l'unica strada percorribile fa riferimento alla costruzione di ipotesi di scenario. Purtroppo molto spesso alcune di queste modificazioni non sono monetizzabili per la mancanza di un mercato di riferimento; inoltre, talvolta, non vengono percepite dalla popolazione nella loro gravità. Nonostante questi limiti, l'analisi delle variazioni degli equilibri naturali costituisce un passaggio rilevante per comprendere gli effetti del danno e progettare le misure di mitigazione e ripristino da adottare.

Tali modificazioni generalmente riguardano, oltre l'equilibrio ecologico, anche la sfera delle attività economiche ad esso collegate. La necessità di rendere conto di tutti questi elementi

richiede di operare secondo una scomposizione del percorso valutativo, sia a proposito delle modalità di analisi che dei risultati attesi (Fig.1). In particolare, per quanto riguarda la sfera delle attività economiche ci si attende una monetizzazione degli effetti, mentre per il comparto ambientale l'obiettivo primario è la quantificazione delle modificazioni avvenute nell'ecosistema e l'analisi delle possibili conseguenze.

Fig.1 Percorsi di valutazione per i danni agli ecosistemi naturali



(Fonte: nostra elaborazione da Cochrane in ANPA, 2002, pag. 120)

A seguito del verificarsi di un danno ambientale è necessario prendere in considerazione gli effetti negativi che ne derivano, siano essi di natura diretta o indiretta⁸⁸, e ricostruire le ripercussioni sul

⁸⁸ A tal proposito, si rimanda ad uno studio condotto da Giacomelli e Brambilla (2007), all'interno del quale viene proposta una metodologia di valutazione economica relativa al rischio di frane nell'area montana di Corvara (Dolomiti). In particolare, i due autori analizzano separatamente i danni diretti da quelli indiretti al fine di giungere ad una quantificazione economica di un eventuale fenomeno di frana coinvolgente la strada di accesso al paese. Ne emerge un quadro economico molto differente al variare del momento temporale di riferimento (alta stagione o bassa stagione relativamente all'afflusso turistico), in quanto, poiché il turismo costituisce la risorsa principale dell'economia di Corvara, un'interruzione della strada in alta stagione comporterebbe una notevole perdita aggiuntiva in termini di mancato turismo, ma nel quale gli effetti indiretti sono ugualmente significativi di quelli diretti. Nella categoria dei danni diretti rientrano la distruzione di un rifugio, degli impianti di risalita e di un *golf-club*, mentre i danni di natura indiretta fanno principalmente riferimento alla mancata fruizione del territorio da parte dei villeggianti. Non vengono contemplate nell'analisi le eventuali conseguenze sull'ecosistema naturale.

sistema economico e sul benessere della popolazione. Gli effetti secondari, che generalmente sono conseguenza di modificazioni nella stabilità e nella resilienza dell'ecosistema coinvolto, tendono a ripercuotersi a loro volta nuovamente sull'ambiente, con il rischio di innescare un processo vizioso che, ad ogni ciclo, genera un crescente allontanamento dell'ambiente dalle sue caratteristiche originarie. Tali modifiche possono presentare natura temporanea, oppure permanente, a seconda della possibilità di ripristinare lo stato dell'ambiente proprio del momento precedente al verificarsi del fenomeno.

Ciascun ecosistema reagisce ad un danno con meccanismi complessi e delicati, che sono generalmente molto differenti da caso a caso, in quanto strettamente legati alle caratteristiche di stabilità e resilienza dell'ecosistema stesso. In particolare, al variare di queste caratteristiche si osservano due "estremi comportamentali", che oscillano dalla situazione in cui si attivano meccanismi tanto efficaci da ristabilire, in un periodo più o meno lungo, le condizioni precedenti al danno, fino alle condizioni peggiori in cui non solo non è possibile ristabilire il livello iniziale, ma addirittura l'ecosistema giunge al collasso. Tra queste due situazioni estreme si colloca la tipologia di comportamento più frequente e cioè l'attivazione di un meccanismo di reazione che conduce l'ecosistema verso un nuovo punto di equilibrio caratterizzato da elementi diversi rispetto a quelli che lo contraddistinguevano prima dell'evento avverso.

Le dinamiche evolutive dell'ambiente naturale sono talvolta molto lunghe e spesso le variazioni degli equilibri dovute al verificarsi di un fenomeno di danno si rendono visibili solo sul lungo periodo; da qui la necessità di estendere il periodo di osservazione.

Per accertare e quantificare la gravità di un fenomeno che abbia danneggiato un ecosistema, l'analisi degli effetti riscontrabili a livello globale da un lato e delle relative modificazioni indotte sulle singole componenti dall'altro, rivestono un ruolo di particolare rilevanza. E' un procedimento tutt'altro che banale, in quanto l'oggetto di studio è rappresentato da fenomeni complessi all'interno dei quali l'andamento di una componente va ad incidere sulle altre e viceversa⁸⁹. Tuttavia, esistono dei casi particolari in cui quest'analisi assume una forma semplificata. Si tratta, generalmente, di quei fenomeni di inquinamento dovuti a particolari sostanze per le quali le variazioni nell'ecosistema sono individuabili inequivocabilmente attraverso il confronto con parametri o *standard* di qualità ambientale stabiliti dalla normativa vigente. Inoltre, se al verificarsi di un evento di danno di questo tipo si associa l'esistenza di un sistema di monitoraggio attivo da

⁸⁹ «For example, the loss of a key species can cause the collapse of an ecosystem», Heywood, 1995 in D. Pimentel, C. Wilson, C. McCullum, R. Huang, P. Dwen, J. Flack, Q. Tran, T. Saltman, B. Cliff, *Economic and Environmental benefits of Biodiversity*, Bioscience, vol. 47, N. 11, 1997, pag. 747.

tempo, sembra possibile giungere ad una ricostruzione precisa e dettagliata dell'andamento del fenomeno nel tempo.

Generalizzando, le principali fasi di analisi di un danno agente su un ecosistema sono le seguenti:

- 1) identificazione e valutazione dei benefici di pubblica fruizione prodotti dalla risorsa ambientale oggetto di studio in assenza di danno;
- 2) identificazione e valutazione dei benefici di pubblica fruizione di cui è possibile usufruire anche in presenza di danno;
- 3) valutazione e, quando possibile, quantificazione del livello di cambiamento verificatosi a seguito del danno ambientale tramite un confronto tra i risultati dello *step* 1) e dello *step* 2).

Per giungere ad una valutazione del fenomeno che sia complessiva e non solo riferita ad un'unità temporale *standard*, come ad esempio l'anno, è necessario proiettare l'evento di danno lungo tutto l'orizzonte temporale realmente coinvolto dal fenomeno.

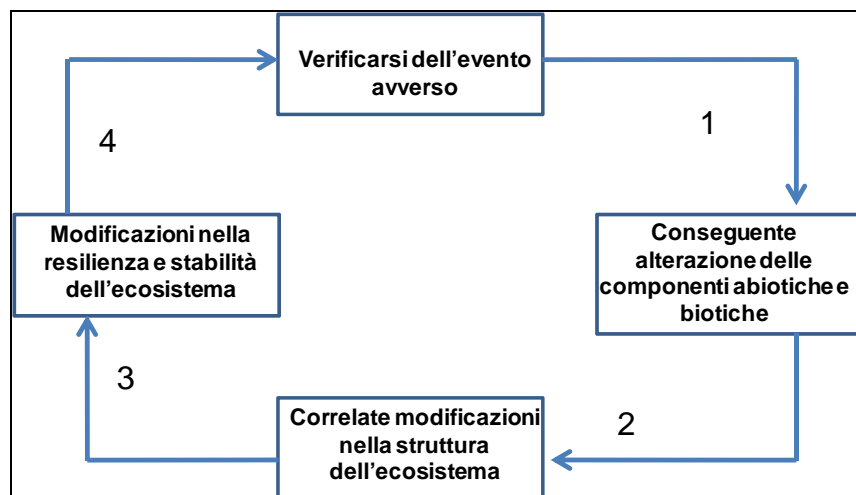
3.1.2 Relazioni intercorrenti tra fenomeni di danno, ecosistemi naturali ed attività umane

In passato la valutazione dei fenomeni di danno era incentrata essenzialmente sull'analisi degli effetti generati sulle attività antropiche; l'interesse era cioè indirizzato ai danni alla proprietà privata, ai mezzi di sostentamento e alla perdita di vite umane. Nel periodo più recente lo scenario di riferimento è cambiato (Parlamento Europeo, 2004) e in questo processo di "ammodernamento delle visioni" un ruolo fondamentale è rivestito dal riconoscimento da parte della comunità scientifica dell'esistenza di un valore ambientale intrinseco alle risorse stesse. Questa "moderna" concezione incentrata sul valore degli ecosistemi ha determinato un'importante evoluzione del pensiero, tanto che ormai è diffusa la convinzione secondo cui l'ambiente naturale rivesta un ruolo autonomo e come tale non debba più essere relegato alla condizione di "mera cornice" per l'analisi delle relazioni esistenti tra danno e attività umane. Il fatto che all'interno di un ecosistema danneggiato si svolgano attività antropiche può comportare due diverse conseguenze. La prima riguarda la situazione in cui le attività antropiche alterano in maniera diretta gli equilibri naturali presenti; la seconda fa riferimento al caso in cui la variazione si manifesta sulle caratteristiche dell'evento avverso in termini di natura e intensità del fenomeno stesso e il cui esito finale è una variazione delle conseguenze del fenomeno di danno.

Ad oggi, il maggior ostacolo all'attendibilità e alla significatività dei processi di stima per danni agli ecosistemi naturali è dovuto alla scarsa conoscenza e comprensione degli effetti che le attività umane hanno sull'ambiente naturale. Da qui la necessità di orientare la ricerca in tale direzione⁹⁰. Un primo passo per meglio comprendere le relazioni che sussistono tra verificarsi di un danno e modificazioni indotte nell'ecosistema è l'approfondimento delle modalità di funzionamento dei sistemi naturali e delle reazioni che essi sono in grado di mettere in atto di fronte a stimoli, siano essi di tipo esogeno che endogeno. E' necessario, cioè, indirizzare l'analisi verso la quantificazione tecnica degli effetti del fenomeno e ricostruire l'intero sistema di relazioni che si instaurano tra i diversi elementi. Si tratta di un sistema di relazioni di natura ciclica, come si evince dalla figura che segue (Fig. 2).

⁹⁰ In tale contesto, costituisce elemento di riflessione la definizione del livello di dettaglio a cui spingere le indagini, in quanto, all'aumentare della precisione delle informazioni raccolte e delle elaborazioni che ne derivano, cresce la possibilità di fornire un supporto valido e inconfutabile al giudizio, purché le analisi addizionali non introducano elementi di incertezza aggiuntivi: «*increasing depth often serves to provide the evaluator with a better basis for decision-making, because it makes information easier to interpret and helps to put environmental insults in perspective [...]. Environmental impact evaluation can be paralyzed because too much data is required or the data required cannot be found or interpreted. An environmental impact evaluation becomes impossible if, compared to the available budget, the analysis is too deep, too broad, too inflexible, or, worse, a combination of these*», E. G. Hertwich, W. S. Pease, C. P. Koshland, *Evaluating the environmental impact of products and production processes: a comparison of six methods*, The Science of The Total Environment, 196, 1997, pag. 25.

Fig.2 Relazioni esistenti tra il verificarsi di un danno ambientale e le modificazioni indotte nell'ecosistema



(Fonte: nostra elaborazione da ANPA, 2002, pag. 122)

Le modificazioni riscontrabili sulle singole componenti del sistema presentano caratteristiche fortemente correlate alle modalità con cui il fenomeno di danno si è verificato, intese come entità e frequenza del fenomeno stesso e dimensioni spaziali delle conseguenze (relazione 1). In particolare, per quanto riguarda l'estensione dell'area colpita, essa costituisce un fattore di particolare rilevanza in quanto ad essa è legata la possibilità di procedere con il ripristino delle condizioni iniziali e, quando ciò è possibile, di ipotizzarne le tempistiche di realizzazione.

Le alterazioni che si riscontrano nelle componenti abiotiche e biotiche dell'ecosistema inducono, a loro volta, modificazioni sull'andamento globale del sistema stesso (relazione 2). L'entità di queste variazioni è funzione della resilienza globale dell'ambiente e della resilienza delle singole specie in esso presenti.

Esistono casi in cui la perturbazione causata dall'evento avverso è talmente ingente da superare la capacità di reazione dell'ecosistema; ciò che ne deriva è una variazione della stabilità dell'ambiente e l'insorgere di modificazioni, il più delle volte di tipo irreversibile, tali da coinvolgere irrimediabilmente la struttura e la funzionalità dei processi ecosistemici (relazione 3).

Le modifiche più frequenti che si riscontrano negli ecosistemi danneggiati riguardano la semplificazione della struttura, fattore che, molto spesso, si manifesta con la perdita di biodiversità. Si tratta di una conseguenza da non sottovalutare in quanto il verificarsi di un altro evento avverso su un ecosistema semplificato ed impoverito da precedenti fenomeni può generare effetti inaspettati e più gravi del previsto.

Il rischio è quello di dare vita ad un processo ciclico nel quale, con il procedere degli eventi, la stabilità dell'ecosistema diminuisce sempre più (relazione 4).

Per affrontare in maniera corretta la valutazione dei fenomeni di danno è inoltre importante ricordare come l'entità dei cambiamenti che si verificano negli ecosistemi coinvolti dipenda, tra le altre cose, dalla dimensione temporale e spaziale scelta per osservare il fenomeno⁹¹. Quanto detto ha una valenza generale; per quanto riguarda il comparto degli eventi di danno di tipo non catastrofico e circoscritti ad un'area limitata, la dimensione spaziale non risulta essere particolarmente rilevante, mentre è da esplicitare con attenzione quella temporale. Occorre infatti definire in maniera univoca l'intervallo di tempo entro cui si ritiene che gli effetti siano accertabili e misurabili.

3.2 La valutazione tecnica del danno come fase propedeutica all'analisi economica del fenomeno

Di fronte ad un evento di danno su un determinato ecosistema ambientale, la necessità di valutarne l'entità richiede quale prima fase la quantificazione tecnica del fenomeno, che consiste sostanzialmente in un'analisi scientifica i cui obiettivi sono stabilire l'entità fisica degli effetti del fenomeno e ricostruire le relazioni che intercorrono tra componenti del sistema ed evento avverso⁹².

A conclusione di questo *step*, sono di solito disponibili risposte in termini di entità del danno e di relazioni causa-effetto tra le diverse componenti del sistema ambientale che costituiscono materiale utile per pervenire alla quantificazione monetaria del fenomeno.

La valutazione economica di un evento di danno sul sistema ambientale amplia la prospettiva di analisi propria del metodo scientifico e ne sposta l'attenzione verso elementi economici ed antropocentrici⁹³. Inoltre, al fine di identificare e valutare gli effetti rilevanti dell'evento non solo da un punto di vista prettamente economico, ma anche ambientale e sociale, è necessario focalizzare l'attenzione su ulteriori elementi quali:

- la natura dei beni colpiti. (E' necessario orientare l'analisi degli effetti al variare delle caratteristiche del bene colpito);

⁹¹ Si pensi ad esempio al caso di alcuni eventi negativi di ampia portata quali l'effetto serra e l'innalzamento dei mari per i quali la rilevanza è scarsa se non addirittura insignificante quando l'orizzonte spaziale di analisi è locale.

⁹² In tale momento valutativo, l'analisi del danno non si occupa direttamente di stime monetarie, ma spesso conduce a risultati propedeutici alla valutazione monetaria stessa, attraverso una metodologia che, nel tentativo di perseguire le proprie finalità di quantificazione tecnica, prevede una fase di raccolta e analisi dei dati sulla natura del danno che costituiscono un interessante *input* per la successiva valutazione economica.

⁹³ Mentre l'approccio scientifico si occupa esclusivamente di determinare i parametri fisici necessari per caratterizzare l'entità del fenomeno, quello economico ha come oggetto specifico di valutazione le modificazioni indotte dall'evento, a loro volta quantificabili attraverso l'osservazione della diminuzione dell'utilità e del benessere collettivo.

- le modalità di propagazione del danno. (In questo contesto, è necessario suddividere gli effetti di natura diretta da quelli di natura indiretta);
- il grado di reversibilità degli effetti del danno, operando una distinzione tra quelli di natura reversibile e quelli di natura irreversibile;
- l'orizzonte temporale di riferimento, inteso come il periodo entro il quale vengono percepite le conseguenze dell'evento. In particolare, è questo un elemento strettamente connesso al grado di temporaneità del fenomeno; in casi estremi in cui i danni sono di natura permanente, questa tempistica non è definibile.

Per quanto riguarda le definizioni di danno diretto, danno indiretto, danno reversibile e danno irreversibile e i relativi effetti sul procedimento estimativo, si rimanda alla tabella che segue (Tab. 13).

Tab. 13 Tipologie di danni ed effetti sulla stima

Tipologia di danno	Definizione	Effetti sulla stima
Danni diretti	L'interferenza tra l'evento avverso e il soggetto o la risorsa danneggiata è di tipo diretto.	Sono elementi da prendere in considerazione all'interno di qualunque valutazione di danno.
Danni indiretti	L'interferenza tra l'evento avverso e il soggetto danneggiato è indiretta, in quanto riguarda settori che operano a monte oppure a valle rispetto all'attività colpita oppure relativi a risorse correlate in maniera indiretta a quelle danneggiate.	Sono elementi da prendere in considerazione solo quando presentano una certa rilevanza dal punto di vista economico. La stima di questi fattori può risultare complicata quando l'evento avverso genera effetti a cascata su numerosi comparti economici e su un territorio molto ampio.
Danni reversibili	E' possibile ripristinare le condizioni che erano presenti prima del verificarsi dell'evento avverso.	Si tratta di quantificare i costi da sostenere per ripristinare le condizioni presenti prima del verificarsi dell'evento avverso.
Danni irreversibili	Non è possibile ripristinare le condizioni presenti prima del verificarsi dell'evento avverso.	Si tratta di scegliere il procedimento estimativo più adatto alla situazione e utilizzare il valore che lo caratterizza per quantificare l'entità economica del fenomeno di danno.

(Fonte: nostra elaborazione)

Come si è già detto, le caratteristiche di reversibilità di un fenomeno di danno costituiscono uno degli aspetti più significativi nei processi valutativi. Da questo elemento discende la possibilità di ripristinare stabilmente le condizioni che erano presenti prima del verificarsi dell'evento avverso. In particolare, il grado di reversibilità di un fenomeno di danno dipende fortemente dalla natura dell'evento stesso e dalle peculiarità del bene danneggiato⁹⁴.

⁹⁴ A tal proposito, è possibile individuare le seguenti situazioni:

A quanto detto va aggiunto che, per giungere ad una valutazione di danno esaustiva, è fondamentale distinguere e analizzare in maniera separata la cosiddetta “fase transitoria”⁹⁵ da quella “permanente”⁹⁶ (ANPA, 2002).

La fase transitoria può a sua volta essere suddivisa in un periodo cosiddetto “iniziale” ed in uno definito “successivo”. Il primo dei due è quello compreso tra l’istante t_0 in cui si verifica l’evento e l’istante t_1 relativo al momento in cui, esaurita la fase di accertamento del danno, si procede con interventi di gestione. Il secondo momento è invece caratterizzato dalla messa in opera delle misure di ripristino e mitigazione.

Talvolta gli interventi di ripristino non si esauriscono nella fase transitoria ma perdurano anche in quella permanente; si parla, in questi casi, di costi di manutenzione permanente dell’ambiente.

La fase permanente che segue a quella transitoria è generalmente caratterizzata dal raggiungimento di un nuovo punto di equilibrio, le cui caratteristiche sono strettamente correlate alla natura stessa del fenomeno di danno. Se ci si trova di fronte a danni reversibili, la condizione di equilibrio raggiunto si manterrà stabilmente nel tempo e potrà addirittura tornare a coincidere con quello iniziale; se, invece, si sono verificati danni di tipo permanente, il nuovo equilibrio instauratosi sarà necessariamente diverso da quello iniziale e generalmente caratterizzato da una qualità inferiore delle risorse ambientali.

Come si è visto, ai fini dell’individuazione del profilo economico più adatto per procedere nella valutazione di un fenomeno di danno, riferimenti fondamentali sono i concetti di reversibilità e ripristinabilità⁹⁷. Tali caratteristiche possono presentare andamenti molto diversi al variare delle

1) verificarsi di un fenomeno che incide sulle attività economiche o sul patrimonio costruito dall’uomo. E’ verosimile ipotizzare un ripristino totale e definitivo delle condizioni iniziali, a meno che il sistema originario non fosse originariamente caratterizzato da elementi storico-culturali non ripristinabili e come tali da considerarsi perduti;

2) verificarsi di un fenomeno che incide sull’ecosistema naturale, sul patrimonio storico e sulla salute umana. In casi del genere i danni sono generalmente di natura irreversibile e il ripristino è difficoltoso se non addirittura impossibile;

3) verificarsi di fenomeni di danno riconducibili a condizioni intermedie tra le due sopra esplicitate. Si parla di reversibilità parziale ed è necessario definire di volta in volta il grado di reversibilità.

Nel caso specifico, ragionando in termini di danno agli ecosistemi naturali, generalmente il riferimento è a cambiamenti di natura irreversibile.

⁹⁵ Per fase transitoria si intende quel periodo che ha inizio subito dopo il verificarsi dell’evento avverso e che permane fino al raggiungimento delle condizioni di stabilità. Esso risulta caratterizzato da variazioni nel tempo degli effetti, le quali sono condizionate da diversi fattori (tra i quali particolare rilevanza assumono la resilienza dell’ecosistema, la messa in opera di misure mitigative e l’efficacia degli interventi di ripristino).

⁹⁶ La fase permanente è caratterizzata da una persistenza delle variazioni degli effetti del danno.

⁹⁷ Con reversibilità si intende la capacità del sistema danneggiato di attivare meccanismi tali da contrastare efficacemente gli effetti derivanti dall’evento avverso; la ripristinabilità, invece, si riferisce a quelle situazioni in cui sussistono azioni o attività antropiche finalizzate a ristabilire le condizioni che esistevano precedentemente al verificarsi del danno. La reversibilità degli effetti negativi di un danno ambientale è essenzialmente legata alla capacità dell’ecosistema di reagire per mezzo di meccanismi fisici, biologici ed ecologici in grado di annullare o almeno mitigare gli effetti negativi. Questa capacità di reazione è detta resilienza. In alcuni casi l’ecosistema è in grado di riassorbire

condizioni al contorno; in particolare, combinando questi comportamenti, si ottengono almeno quattro diversi profili di valutazione del danno (Tab. 14). Queste categorie, molto ben delineate a livello teorico, sono nella realtà assai più sfumate.

Tab. 14 Tipologie di danni al variare delle caratteristiche di reversibilità e ripristinabilità: effetti sul processo estimativo

Caratteristiche del danno in termini di reversibilità e ripristinabilità	Effetti sulla stima
Danno di tipo reversibile; è possibile ottenere un ritorno alle condizioni iniziali attraverso interventi di ripristino.	E' necessario procedere con una valutazione economica dei costi di ripristino, ai quali vanno sommati i mancati benefici relativi al periodo transitorio.
Danno reversibile; non è possibile procedere con interventi di ripristino o comunque, anche se fosse possibile, non si intende procedere in tal senso.	Il danno è commisurato ai mancati benefici sofferti nel periodo transitorio. Se questo periodo si protrae per molto tempo, è possibile che anche le componenti caratterizzate da valori di non uso assumano rilevanza.
Danno non totalmente reversibile; è possibile attivare misure di mitigazione (sotto forma di misure di surrogazione e ripristino) capaci di ridurre gli effetti negativi conseguenti al danno.	Il danno è commisurato alla somma tra il costo di ripristino delle componenti reversibili e il costo di surrogazione di quelle non reversibili. A questi elementi vanno aggiunti i mancati benefici e i valori di non-uso di tutte quelle risorse fortemente caratterizzate in tal senso.
Danno non reversibile, non sono possibili interventi di ripristino e mitigazione.	Il danno è commisurato all'eventuale costo di surrogazione relativo ai valori di uso (o in alternativa, i mancati benefici d'uso) ai quali vanno sommati i mancati benefici e i valori di non-uso caratterizzanti gli elementi danneggiati.

(Fonte: nostra elaborazione)

Un elemento su cui è necessario riflettere per rispondere adeguatamente alle caratteristiche di complessità proprie degli ecosistemi naturali è la definizione della scala di riferimento. A tal proposito sono tre le dimensioni secondo cui ragionare in termini di estensione del danno:

- 1) la dimensione temporale, che si riferisce al protrarsi nel tempo del fenomeno;
- 2) la dimensione geografica, che permette di delimitare sul piano spaziale il territorio colpito e le funzioni compromesse;
- 3) la dimensione sociale, che si riferisce alle diverse categorie di individui colpiti e per i quali è riscontrabile una variazione di benessere (APAT, 2006).

Le diverse componenti del danno possono essere valutate separatamente ricorrendo di volta in volta al metodo di stima giudicato più appropriato per poi giungere ad un'aggregazione dei risultati ottenuti.

rapidamente i cambiamenti avvenuti a causa del danno ambientale, mentre in altre situazioni ciò è difficoltoso o addirittura impossibile (si pensi ad esempio all'estinzione di una specie). Vi sono inoltre casi in cui la reversibilità è di tipo parziale in quanto interessa solo alcune componenti del danno; quando ciò si verifica, sono di solito le componenti legate alle attività produttive e ai beni patrimoniali a presentare caratteristiche di reversibilità, mentre sono quelle di natura ecosistemica ad andare distrutte.

3.3 Le fasi operative della procedura

Il processo valutativo di un illecito a carico degli ecosistemi naturali si configura come un percorso all'interno del quale sono molteplici le componenti da prendere in considerazione.

Nonostante ciò, il procedimento di valutazione del risarcimento non costituisce un terreno inesplorato.

E' considerevole la letteratura in materia, sia per quanto riguarda l'approccio metodologico che relativamente agli aspetti operativi (Bishop and Welsh, 1992; Parlamento Europeo, 2004; Howe e Cochrane, 1993; NOAA, 2002; U.S. Federal Register, 1996).

Per quanto riguarda gli Stati Uniti, nel corso degli anni '80 la base giuridica per l'analisi dei fenomeni di danno all'ambiente è stato il CERCLA (*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*) (United States Congress, 1980), atto che tutt'ora ricopre un ruolo fondamentale e il cui riferimento gestionale è il Dipartimento degli Interni Statunitense. Negli anni '90 l'OPA (*Oil Pollution Act*) ha conferito al NOAA il compito di elaborare una procedura per gestire i casi di danno ambientale legati a sversamenti di petrolio nelle acque; alcuni spunti di riflessione emersi in tale sede sono di interesse generale per il tema. Ad oggi il riferimento primario negli Stati Uniti è il NRDA (*Natural Resource Damage Assessment*) (U.S. Federal Register, 1996), documento anch'esso redatto dal NOAA, il cui fine ultimo è definire le condizioni per il ripristino dei luoghi, nei casi in cui esso costituisce una strada tecnicamente possibile ed economicamente conveniente. Secondo quanto indicato nel documento, il risarcimento per danno ambientale è costituito dalla somma dei costi di ripristino⁹⁸ a cui vanno aggiunte le spese sostenute per la valutazione estimativa.

Per quanto riguarda il panorama europeo, un momento di riflessione fondamentale sul tema è riconducibile alla pubblicazione del *Libro Bianco sulla responsabilità per danni all'ambiente* dell'Unione Europea sul danno ambientale. In particolare, a seguito della diffusione del documento, sono stati finanziati numerosi studi⁹⁹ che hanno costituito la base conoscitiva per la stesura della *Direttiva Europea in materia di danno ambientale* (Parlamento Europeo, 2004). L'approccio comunitario richiama molto quello statunitense. Le indicazioni fornite fanno

⁹⁸ Rientrano in questa categoria, oltre ai costi per il ripristino vero e proprio, anche quelli imputabili al monitoraggio degli effetti del fenomeno nel tempo e quelli relativi alla compensazione dei servizi pubblici compromessi.

⁹⁹ Un riferimento fondamentale in tema di danno alle risorse naturali che ha preso corpo a seguito della pubblicazione del *Libro Bianco* è il volume *Study on the Valuation and Restoration of Damage to Natural Resources for the Purpose of Environmental Liability* promosso dalla Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente a cura di MacAlister Elliott and Partners Ltd and Economics for the Environment Consultancy Ltd, 2001.

riferimento alla riparazione primaria, definita dai costi di ripristino e da quelli legati alle spese difensive, alla riparazione complementare basata sul principio della surrogazione e alla riparazione compensativa, che entra in gioco ogni qualvolta sono riscontrabili contrazioni di benessere legate al danneggiamento di risorse e servizi di natura pubblica¹⁰⁰.

La procedura operativa per la valutazione del risarcimento per danni agli ecosistemi naturali è strutturata in una serie di fasi che si susseguono e che nel complesso concorrono al risultato finale. Ciascuna di esse è caratterizzata da determinate esigenze in termini di dati necessari, di quesiti a cui rispondere e di risultati attesi (Tab. 15).

Tab. 15 Diagramma di flusso della procedura operativa per la valutazione del risarcimento per danno agli ecosistemi naturali

Fasi della procedura	Esigenze informative	Risultati attesi
Accertamento del verificarsi dell'evento avverso e messa in opera delle azioni di primo intervento.	Verifica dell'effettiva presenza di un danno; accertamento dei responsabili.	Sospensione del danno; messa in sicurezza e completamento della fase di primo intervento; individuazione del responsabile.
Analisi preliminare conoscitiva di natura qualitativa.	Individuazione delle componenti danneggiate e dei soggetti coinvolti.	Individuazione delle componenti danneggiate e dei soggetti coinvolti.
Quantificazione del danno.	Individuazione del grado di danneggiamento delle risorse e di coinvolgimento dei soggetti.	Determinazione dell'entità del danno in termini di conseguenze ed estensione; definizione delle componenti di danno.
Definizione della dimensione temporale del fenomeno.	Individuazione del profilo temporale di riferimento; analisi del grado di reversibilità e ripristinabilità del fenomeno.	Articolazione temporale del danno in fase transitoria e/o permanente.
Scelta delle azioni e dei metodi di valutazione adatti per ciascuna componente identificata.	Conoscenza delle metodologie estimative a disposizione.	Valutazione delle componenti di danno.
Scelta del tasso di sconto.	Indicazioni per la scelta del tasso di sconto in relazione alla dimensione temporale caratterizzante il fenomeno.	Allineamento temporale delle diverse componenti di danno al fine di avere un riferimento unico.
Aggregazione delle componenti di danno evitando il verificarsi di doppi conteggi.	Valutazione economica del danno.	Stima del risarcimento per il danno ambientale.
Calcolo dell'ammontare complessivo del risarcimento.		

(Fonte: nostra elaborazione da APAT, 2006)

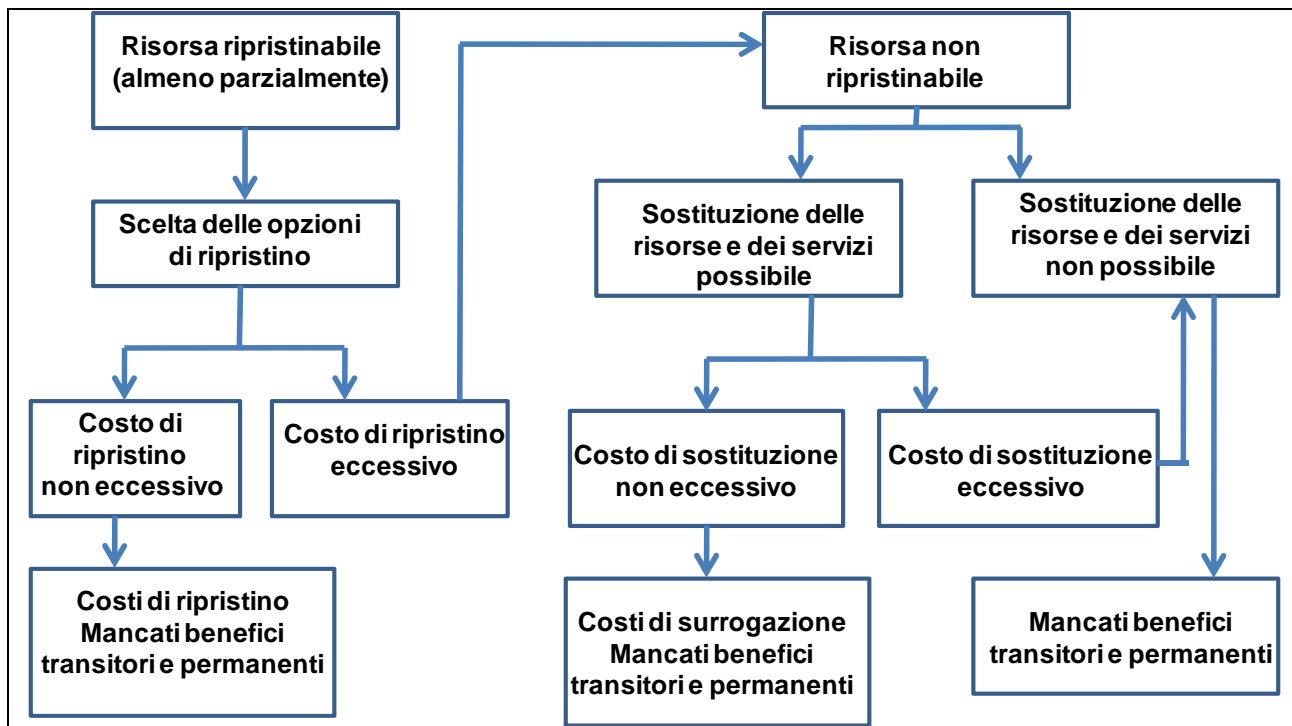
Il grado di compromissione delle risorse di natura biotica e le relative componenti di valore danneggiate sono strettamente legate alle tipologie di specie animali o vegetali colpite e alla loro resilienza. Qualora le componenti biotiche coinvolte siano inserite in programmi di tutela e

¹⁰⁰ Si rimanda al testo della Direttiva 2004/35/CE e in particolare all'allegato II per ulteriori apprendimenti sul tema.

conservazione specifici, l'informazione va segnalata ed è necessario tenerne conto in fase di valutazione.

Lo schema di flusso che segue (Fig. 3) evidenzia le diverse fasi operative legate alla valutazione delle possibili operazioni di ripristino da mettere in atto a seguito del verificarsi di un evento di danno ad ecosistemi naturali.

Fig. 3 Scelta del metodo di valutazione al variare delle condizioni di ripristinabilità del danno



(Fonte: Ripreso e modificato da Commissione Europea, 2001, in APAT, opera citata, 2006, pag. 194)

Nella scelta delle azioni da intraprendere e dei metodi di valutazione da adottare per fenomeni di danno agli ecosistemi, il primo punto su cui riflettere riguarda il grado di ripristinabilità delle risorse danneggiate e delle funzioni correlate¹⁰¹. Per definire la fattibilità di un'operazione di ripristino è necessario ragionare in termini economici e tecnici. Per quanto riguarda il comparto economico, lo strumento di riferimento sono le analisi costi-benefici e costi-efficacia¹⁰² (Commissione Europea, 1996 e 2003; Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001; Nuclei regionali di Valutazione e Verifica degli investimenti pubblici, 2001; Pearce, 1971). In particolare, se sono perseguibili più opzioni equivalenti sul piano dei risultati, la scelta ricadrà sulla modalità caratterizzata dal prezzo inferiore; se invece il costo di ripristino risulta eccessivo, sarà

¹⁰¹ Questo elemento è così importante perché la necessità di procedere con il ripristino della risorsa danneggiata, quando esso sia tecnicamente possibile ed economicamente conveniente, è obiettivo esplicito della normativa italiana e comunitaria. Inoltre, il grado di ripristinabilità e le relative tempistiche influenzano il profilo temporale a cui riferirsi e il processo valutativo nel suo complesso.

¹⁰² Si rimanda al capitolo 4 per una trattazione approfondita relativamente all'applicazione delle analisi costi-benefici e costi-efficaci nelle valutazioni di danno.

necessario rinunciare all'intervento e la risorsa verrà trattata come se fosse non ripristinabile¹⁰³. Sul piano tecnico, l'eventuale impossibilità di procedere è riconducibile alla non riparabilità intrinseca del danno oppure alla presenza di condizioni specifiche che rendono nocivi gli interventi antropici. Si pensi, ad esempio, al caso di un danno su un ecosistema naturale a tal punto sensibile che l'intervento umano per il ripristino possa generare alterazioni aggiuntive rispetto a quelle dovute al fenomeno occorso. In una situazione del genere la soluzione migliore è decidere di non intervenire.

Qualora sia comprovata l'impossibilità tecnica o la non convenienza economica di procedere con il ripristino, lo scopo ultimo in tema di risarcimento diventa la compensazione delle perdite subite dagli individui. In particolare, al variare delle condizioni al contorno tale compensazione può avere luogo mediante la surrogazione delle risorse e dei servizi danneggiati oppure, quando ciò non sia fattibile, mediante la stima di un equivalente monetario per la perdita transitoria e permanente dei benefici correlati.

Le componenti del risarcimento da stimare sono molteplici e la configurazione che ne emerge è la seguente:

$$\text{Risarcimento} = \text{eventuali costi sostenuti per le spese difensive} + \text{eventuali costi di ripristino e surrogazione} + \text{mancati benefici transitori e permanenti}$$

Con il termine "spese difensive" si considerano i costi legati alle azioni di primo intervento, alla messa in sicurezza ed alle attività di valutazione e monitoraggio.

Al fine di selezionare il metodo di valutazione di volta in volta più efficace, è necessario stabilire da subito se si è nelle condizioni di poter avviare analisi di carattere primario e svolgere un'analisi specifica per il caso in esame, oppure ricorrere a studi secondari, svolti cioè per altri contesti e adattati a quello in esame.

I criteri principali a cui fare riferimento per definire se procedere con uno studio primario oppure secondario sono l'entità del danno, il valore della risorsa ambientale colpita in termini di unicità e di non ripristinabilità, la quantità e qualità di dati su cui ragionare e la disponibilità in termini di tempo e denaro (Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001). Si riportano nella tabella che segue (Tab. 16) alcune indicazioni generali da prendere in considerazione nell'ambito della scelta tra metodi primari e secondari.

¹⁰³ Secondo Hauer, «the purpose of a CBA is twofold: to rank actions by their attractiveness and to determine whether spending the money is justified. The hallmark of CBA is that all benefits and all costs are expressed in money terms, discounted to a present value and added up», E. Hauer, *Computing what the public wants: some issue in road safety cost-benefit analysis*, Accident Analysis and Prevention, 43, 2011, pag. 152.

Tab. 16 Criteri per la scelta tra metodi di valutazione primari oppure secondari

Tipologia di metodo	Studi a disposizione	Tempi di valutazione	Risorse finanziarie a disposizione
Primari	Non presenti oppure se presenti non trasferibili al caso in esame	Lunghi	Elevate
Secondari	Presenti e trasferibili con significatività al caso in esame	Brevi	Ridotte

(Fonte: APAT, 2006)

Una volta deciso di optare per uno studio di carattere primario, si pone il problema di definire quale possa essere il metodo di valutazione più appropriato. La scelta deve essere effettuata caso per caso in quanto dipendente dalle caratteristiche del fenomeno e dalle peculiarità dei beni danneggiati. Nonostante ciò, è possibile svolgere alcune considerazioni di carattere generale:

- 1) per danni agli ecosistemi naturali, la molteplicità delle funzioni ad esse ricollegabili suggerisce di ricorrere ad uno specifico metodo di valutazione per ciascuna componente compromessa;
- 2) per la quantificazione monetaria dei valori d'uso conviene fare riferimento a stime di natura robusta e pertanto ancorate il più possibile alle dinamiche di mercato;
- 3) la quantificazione monetaria dei valori di non uso avviene ricorrendo ai modelli basati sulle preferenze dichiarate¹⁰⁴.

In linea generale, il ricorso ai metodi riconducibili a stime di costi o di prezzi avviene per tutti quei casi in cui sono da analizzare funzioni pubbliche con un legame più o meno diretto con il mercato. In particolare, si ricorre all'approccio delle preferenze rivelate¹⁰⁵ se risultano compromesse funzioni ricreative o paesaggistiche.

Quando è necessario ragionare su funzioni compromesse a forte connotazione ecologica, l'analisi va centrata sulle risorse correlate ricorrendo di volta in volta alle metodologie ritenute più appropriate, mentre nei casi in cui si ritiene opportuno procedere con una valutazione diretta della perdita di benessere dovuta alla compromissione di funzioni ecologiche, occorre operare attraverso le "preferenze dichiarate", soprattutto quando sono rilevanti i valori di non uso coinvolti. Inoltre, per danni che abbiano colpito risorse ambientali con caratteristiche di rarità o unicità tali per cui il danneggiamento ha privato le generazioni future della possibilità di usufruire delle loro funzioni di natura estetica, storica, culturale o scientifica, l'unica strada percorribile è nuovamente quella dell'approccio delle preferenze dichiarate.

¹⁰⁴ Si veda il paragrafo 3.4.4 per una trattazione più approfondita del tema.

¹⁰⁵ Si veda il paragrafo 3.4.3 per una trattazione più approfondita del tema.

Altro elemento di riflessione nell'ambito del processo di stima per danni all'ecosistema è il saggio di sconto. In particolare, tre sono le diverse possibilità operative riscontrate in letteratura:

- 1) scelta di un unico saggio da utilizzare per ogni componente del danno. In questo caso, l'orizzonte temporale di riferimento è unico e corrisponde al valore massimo tra quelli possibili ed è generalmente di difficile applicazione in quanto richiede di definire un saggio che sia contemporaneamente soddisfacente sia per gli effetti transitori che per quelli permanenti;
- 2) scelta di un saggio di sconto differenziato per ognuna delle componenti costituenti il danno; si tratta di una modalità operativa che meglio rende conto delle peculiarità di ciascuna delle componenti di danno;
- 3) scelta di un saggio di sconto differenziato a seconda del periodo considerato. Si tratta di una proposta metodologica recente (APAT, 2006) che si basa sulla suddivisione del periodo complessivo relativo alla valutazione del fenomeno di danno in sottoperiodi distinti per l'omogeneità di determinate caratteristiche. All'interno di ciascun sottoperiodo il saggio di sconto è il medesimo, mentre può variare da un periodo ad un altro.

E' bene sottolineare come i tassi di sconto usati per le stime del risarcimento di danni all'ambiente andrebbero periodicamente ridefiniti con il progredire delle conoscenze scientifiche e in relazione agli andamenti economici.

3.4 Le metodologie di valutazione monetaria per danni agli ecosistemi naturali

3.4.1 L'approccio integrato nella stima delle componenti di danno

Nella trattazione finora proposta per la stima delle componenti di danno si è delineata una metodologia incentrata sull'analisi delle modificazioni dell'equilibrio dei processi produttivi e del consumo di beni derivanti dalla diminuzione qualitativa o quantitativa delle risorse naturali a disposizione della collettività. Inoltre si è fatto proprio il principio secondo cui, a causa di queste variazioni, i soggetti economici esprimono il disagio sofferto attraverso adattamenti nel comportamento. La conclusione a cui si è pervenuti è che lo studio di questi adattamenti, sia esso affrontato analizzando dati di tipo reale o potenziale, offre spunti utili per la valutazione del danno ambientale.

I beni ambientali presentano generalmente utilità di natura multipla, in quanto ricoprono ruoli pubblici e privati e sono caratterizzati da valori d'uso e di non uso. Per quanto riguarda i valori

d'uso, essi possono essere analizzati ricorrendo alle teorie del consumatore e del produttore (APAT, 2006; Casoni e Polidori, 2002; Pearce e Turner, 1991; Point, 1993; Touaty e Gié, 2004) quali fruitori della risorsa ambientale. Per quanto riguarda i valori di non uso, per i quali la definizione di fruitori ha una connotazione più ampia, la teoria del consumatore continua ad essere valida, purché si interpreti il concetto di utilità non come elemento che deriva dalla fruizione materiale del bene, ma come conseguenza di ragioni etiche e altruistiche legate alla volontà di preservare il bene per un utilizzo da parte delle generazioni attuali e future.

Per stabilire l'entità del risarcimento è necessario misurare in termini monetari le variazioni di benessere sofferte dagli individui. La strada da percorrere a tal fine è la valutazione del comportamento che essi assumono per ripristinare il livello di utilità che caratterizzava la situazione iniziale oppure, in assenza di fenomeni adattativi, il ricorso alle tecniche di valutazione diretta.

Nei paragrafi successivi si illustrano i metodi disponibili in letteratura per la valutazione delle diverse componenti del danno agli ecosistemi naturali. In particolare, la classificazione proposta si basa sui tre approcci utilizzati per cogliere le preferenze che gli individui esprimono nei confronti del bene danneggiato e di cui si vuole quantificare il valore:

- approccio delle preferenze imputate;
- approccio delle preferenze rivelate;
- approccio delle preferenze dichiarate

(APAT, 2006; Casoni e Polidori, 2002; Deacon *et al.*, 1998; Garrod e Willis, 1999; Gregersen *et al.*, 1997; Touaty e Gié, 2004; Turner *et al.*, 1994).

Le metodologie che si basano sulle preferenze imputate e rivelate si fondano a loro volta sul principio duale¹⁰⁶ e sono orientate a ricostruire la funzione di equivalenza tra l'utilità perduta e la somma di denaro capace di ripristinarla. Il principale limite di questi metodi risiede nel fatto che spesso permettono di cogliere solo la quota parte del VET legata ai valori d'uso, in quanto il riferimento è a beni privati collegati direttamente o indirettamente a quelli danneggiati. Si tratta di un'approssimazione che, se risulta accettabile per danni ripristinabili e reversibili nei quali i valori passivi sono di entità trascurabile, non può costituire valutazione sufficiente per quelle situazioni in cui le componenti di valore passivo sono rilevanti. In casi del genere è necessario integrare i risultati ottenuti con quelli derivanti dalle analisi sulle preferenze dichiarate e riconducibili ad una sorta di surrogazione monetaria della risorsa danneggiata (APAT, 2006). Le

¹⁰⁶ Si rimanda ai paragrafi 3.4.2 e 3.4.3 per una trattazione esaustiva dell'argomento.

analisi relative alle preferenze dichiarate si configurano come tecniche di valutazione diretta anch'esse fondate sul principio estimativo della comparazione e finalizzate a ricavare l'ammontare del danno direttamente dalle informazioni fornite dai soggetti coinvolti nel fenomeno (Grillenzoni e Grittani, 1994). Sono orientate alla stima dell'ammontare del bene economico in grado di surrogare l'utilità perduta estrapolando da essa, per comparazione, il valore delle risorse danneggiate.

All'interno della famiglia delle valutazioni di tipo diretto un ruolo interessante è ricoperto dal metodo per comparazione "risorsa per risorsa". Si tratta di una modalità sviluppata nell'ambito della *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) e in origine finalizzata a valutare le possibili alternative di ripristino di beni ambientali danneggiati da sversamenti di idrocarburi. Consiste sostanzialmente nella determinazione dell'appropriata quantità di risorsa che è necessario ripristinare al fine di riportare il livello di utilità del consumatore ad un valore pari a quello di cui godeva prima del verificarsi del danno. L'obiettivo è garantire un ritorno all'equilibrio preesistente attraverso la fornitura di una risorsa che sappia sostituirsi a quella danneggiata; da qui la denominazione "risorsa per risorsa". Se la risorsa concretamente disponibile per il ripristino diverge da quella originaria per tipologia e qualità, la comparazione verrà espressa rispetto all'unità di servizio reso e si parlerà di comparazione "servizio per servizio".

La comparazione "risorsa per risorsa" rappresenta una stima del costo di surrogazione del bene danneggiato mentre la comparazione "servizio per servizio" costituisce un sottoinsieme all'interno del quale è possibile surrogare solo i valori d'uso del bene danneggiato.

Per definizione, la scelta di operare secondo i principi della compensazione "risorsa per risorsa" presuppone di essere certi che esista la possibilità concreta di ricostruire la funzionalità della risorsa danneggiata attraverso la risorsa surrogante. D'altra parte, però, è ben noto che non sempre è possibile identificare una risorsa surrogante in grado di riprodurre effettivamente l'utilità perduta. Nei casi in cui non si verifica questa condizione, la surrogazione del bene ambientale perduto può avvenire ricorrendo all'unità di misura monetaria quale determinante di un incremento generalizzato del consumo di beni costituenti il paniere abituale dei consumatori¹⁰⁷. Allo stato attuale delle conoscenze, la metodologia più utilizzata per giungere a considerazioni di questo tipo è la Valutazione Contingente (Casoni e Polidori, 2002; Cummings e Walsh, 1986;

¹⁰⁷ Si tratta di effettuare una comparazione fra la disponibilità di beni ambientali pubblici e il reddito che il consumatore è disposto a riversare nelle dinamiche economiche configuratesi a seguito del verificarsi del fenomeno di danno.

Mitchell e Carson, 1989; Stellin e Rosato, 1998)¹⁰⁸ intesa come «conversazione strutturata il cui fine è quello di individuare la variazione del benessere individuale»¹⁰⁹.

3.4.2 Metodi basati sull'approccio delle preferenze imputate

I metodi di valutazione che si basano sull'approccio delle preferenze imputate attribuiscono un valore al bene ambientale in maniera indiretta, osservando i costi sostenuti per acquistare beni privati in qualche modo riconducibili alla risorsa danneggiata. L'idea di base è che il valore delle componenti del danno possa essere considerato almeno pari a quella somma di denaro che gli individui coinvolti sarebbero disposti a spendere per ripristinare il bene danneggiato o per sostituirlo con altri in caso di non completa ripristinabilità. L'approccio richiama fortemente quello tradizionalmente utilizzato nella disciplina estimativa e considera i costi e i prezzi osservati sul mercato quale *proxy* per la valutazione delle componenti di danno ambientale. Operativamente, si attribuisce un valore monetario ai diversi fattori prendendo in considerazione le spese difensive, il costo di ripristino quando esso sia tecnicamente possibile ed economicamente conveniente e il costo di surrogazione del bene danneggiato (World Bank, 1998). Rientra in questo approccio anche il metodo che fa riferimento al profitto indebito del trasgressore, da interpretare come strumento per giungere ad una misura (seppur aggregata) della perdita di utilità sofferta dagli individui, in assenza di metodi alternativi utilizzabili.

La potenzialità delle "preferenze imputate" risiede nelle limitate esigenze informative richieste rispetto ad altri approcci, con il conseguente risparmio in termini di tempo e di denaro. D'altra parte, per determinati danni ambientali, l'utilizzo esclusivo di questa procedura può condurre a valutazioni che ne sottostimano l'entità in quanto la variazione di benessere sofferta dagli individui viene ricondotta ad un semplice costo, con il rischio di trascurare le eventuali perdite di valori passivi¹¹⁰ nel caso di danni irreversibili.

I principali metodi presenti in letteratura riconducibili all'approccio delle preferenze imputate sono:

- il metodo del costo sostenuto per le spese difensive;
- il metodo del costo di ripristino;
- il metodo del costo di surrogazione;

¹⁰⁸ Si rimanda al paragrafo 3.4.4 per una trattazione più approfondita dell'argomento.

¹⁰⁹ M. Grillenzoni e G. Grittani, opera citata, 1994, pag. 146.

¹¹⁰ Situazione questa tanto meno accettabile al crescere del grado di irreversibilità del fenomeno.

- il metodo del profitto indebito¹¹¹.

Il metodo del costo sostenuto per le spese difensive

L'ipotesi teorica alla base di questo metodo è la convinzione secondo cui, se gli individui sono disposti a sostenere un costo in termini di spese difensive per riottenere il livello di utilità di cui godevano prima del verificarsi del danno, la perdita di benessere subita può essere considerata almeno pari alla somma spesa per ripristinarla (Blesing e Tuffley, 1977; Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001; Lawrence, 1975; Martin e Marceau, 2001; Touaty e Gié, 2004).

Lo stesso ragionamento può essere applicato a prospettive di scenario ragionando sulle spese difensive sostenute per ridurre il rischio legato al verificarsi di eventuali danni futuri. Vengono considerate spese difensive anche le azioni di primo intervento e messa in sicurezza intraprese per contenere gli effetti negativi del danno in attesa di un successivo ripristino (APAT, 2006; Boyd, 2000; Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001). Si tratta, nello specifico, di costi non finalizzati a ripristinare l'utilità perduta dagli individui, bensì a contenere l'entità della perdita.

Il metodo del costo di ripristino

L'atto del ripristino, ogni qualvolta esso sia tecnicamente possibile ed economicamente conveniente, è espressamente richiesto dalla normativa vigente, sia a livello nazionale, che comunitario (Parlamento Europeo e Consiglio, 2004; D. Lgs. 152/06 e s.m.i.) ed anche per quanto riguarda le indicazioni fornite dal governo statunitense (U.S. Federal Register, 1996). L'obiettivo primario delle valutazioni legate al tema del danno ambientale è univocamente il ritorno alle condizioni precedenti rispetto al verificarsi del fenomeno¹¹².

Al fine di intraprendere una corretta valutazione del costo di ripristino (APAT, 2006; Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001; NOAA, 2000; Ofiara, 2002; Touaty e Gié, 2004; World Bank, 1998) il primo elemento da definire riguarda le modalità con cui si intende procedere per effettuare tale operazione. Nei casi in cui il bene possa essere riportato nelle condizioni originarie si parla di ripristino in senso stretto. Quando invece la ripristinabilità non è possibile oppure lo è solo in maniera parziale, si parla di ripristino funzionale e si ragiona in termini di beni

¹¹¹ Si rimanda al paragrafo 2.4.3 per una trattazione esaustiva del tema.

¹¹² A tal proposito afferma Giampietro che «la misura "privilegiata" di riparazione del danno è il ripristino, da realizzare a spese dei responsabili del danno, ogni qualvolta sia tecnicamente possibile», F. Giampietro, *La valutazione del danno all'ambiente: i primi passi dell'art.18 della legge n.349/1986*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano, pag. 129.

che siano in grado di assicurare le funzionalità del bene danneggiato. E' questo un caso in cui i confini con la teoria della surrogazione sono molto labili; la surrogazione, del resto, è esplicitamente richiamata dalla legislazione europea in materia di responsabilità per danno all'ambiente quale modalità adatta a garantire una certa continuità nelle condizioni di benessere per i soggetti coinvolti dal fenomeno di danno.

L'utilizzo del metodo dei costi di ripristino assume rilevanza per quei casi in cui il danneggiamento riguarda beni riproducibili senza mercato o caratterizzati da un valore di mercato inadeguato rispetto alle esigenze imposte dalla valutazione.

Per quanto si è detto, la valutazione economica delle azioni di ripristino riveste un ruolo fondamentale nelle procedure di stima del risarcimento per danno all'ambiente e si riferisce ad uno dei seguenti elementi al variare delle condizioni al contorno (Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001; Parlamento Europeo, 2004):

- 1) ripristino totale;
- 2) ripristino parziale;
- 3) mancato ripristino¹¹³.

Il metodo del costo di surrogazione

Il costo di surrogazione di un bene viene definito dalla letteratura estimativa come la somma delle spese che si devono sostenere per sostituire un bene con altri capaci di garantire lo svolgimento delle stesse funzioni oppure in grado di fornire le stesse utilità del bene originario¹¹⁴ (Di Cocco, 1960; Grillenzoni e Grittani, 1994).

Il metodo trova interessanti applicazioni per la valutazione economica di fenomeni di danno alle risorse ambientali (C.W. Abdalla, *et al.*, 1992; APAT, 2006) ed è da prendere in considerazione per la valutazione di danni che sono andati a colpire beni o servizi privi di mercato, per i quali tuttavia è ipotizzabile una sostituzione con risorse private¹¹⁵.

¹¹³ Per quanto riguarda il panorama italiano, il riferimento è ai concetti di riparazione primaria, riparazione complementare, riparazione compensativa e perdite temporanee, come definiti all'allegato 3 del D. Lgs. 152/06. Si rimanda al capitolo 4 per un approfondimento di tali tematiche.

¹¹⁴ Un'analisi economica basata sul costo di surrogazione è stata eseguita relativamente ai boschi di montagna svizzeri al fine di ipotizzarne un valore (utilizzando come parametro tecnico di valutazione la loro funzione di paravalanghe). In particolare, è stato stimato che una parziale sostituzione del bosco con opere in cemento ed acciaio, tralasciando le problematiche legate all'impatto visivo e alla rottura degli equilibri ecosistemici, presenterebbe un costo pari a circa 25 miliardi di lire per km², mentre una sostituzione totale avrebbe un costo indicativamente pari a 65 miliardi di lire (Mantel, 1986 in Benvenuti, 1989).

¹¹⁵ Come si vede dalle definizioni, i concetti di ripristino e di surrogazione, separati sul piano concettuale, spesso presentano a livello operativo una distinzione sfumata.

La maggiore criticità del metodo risiede nella definizione di un grado di sostituibilità tra bene danneggiato e bene surrogante che si possa ritenere soddisfacente; secondo la normativa, il risultato minimo da perseguire è l'ottenimento di livelli di servizi e risorse analoghi¹¹⁶. Nonostante questa problematica intrinseca, il "costo di surrogazione" rimane talvolta l'unico strumento in grado di fornire una valutazione per beni di natura irriproducibile. Può inoltre fornire utili spunti per la stima monetaria del danno subito dalla collettività durante il periodo transitorio nei casi di fenomeni coinvolgenti beni riproducibili e per i quali la popolazione è in attesa delle operazioni di ripristino.

3.4.3 Metodi basati sull'approccio delle preferenze rivelate

L'ipotesi su cui si basano tutti quei metodi che fanno dell'approccio delle preferenze rivelate la loro base teorica è che «sia possibile stimare in maniera indiretta il valore di un bene a partire dall'analisi del comportamento che i soggetti economici assumono nei mercati reali»¹¹⁷. Si tratta di stimare le componenti di danno attraverso la disponibilità a pagare degli individui valutata in riferimento al mercato in cui si colloca il bene danneggiato, oppure analizzando la produzione di beni correlati o la funzione di domanda di fattori complementari o sostitutivi al bene danneggiato medesimo. Secondo le indicazioni fornite da questo approccio, l'oggetto della stima varia al variare della relazione che lega il bene ambientale compromesso con il mercato di riferimento, come si evince dalla tabella che segue (Tab. 17).

Tab. 17 Oggetto della stima al variare della tipologia di bene danneggiato

Tipologia di bene danneggiato	Oggetto della stima
Bene vendibile sul mercato	Funzione di domanda del bene danneggiato
Bene con caratteristiche di complementarietà rispetto a beni scambiabili sul mercato	Funzione di domanda dei beni complementari
Bene ambientale di cui interessa la fruizione	Funzione di domanda del bene ambientale in relazione alla variazione di costo da sostenere per la fruizione
Bene ambientale che costituisce l' <i>input</i> di determinati processi produttivi di beni di mercato	Funzione di produzione

(Fonte: nostra elaborazione)

Il vantaggio dell'utilizzo di modelli di questo tipo rispetto a quello delle preferenze imputate risiede nella maggiore accuratezza del risultato, in quanto si fonda sulla misura delle preferenze degli individui rivelate sul mercato. Affinché sia possibile applicare correttamente questa

¹¹⁶ Rientrano in questo contesto le riflessioni relative alla surrogazione "risorsa per risorsa" e "servizio per servizio" di cui sui è trattato al paragrafo 3.4.1.

¹¹⁷ APAT, opera citata, 2006, pag. 77.

metodologia, i dati a disposizione devono essere molti e caratterizzati da un'alta precisione. Il processo valutativo richiede pertanto costi e tempi maggiori di quelli necessari per l'applicazione delle cosiddette preferenze imputate (Garrod e Wills, 1999, in APAT 2006).

I principali metodi che fanno riferimento all'approccio delle preferenze rivelate sono:

- il metodo dei prezzi di mercato;
- il metodo della funzione di produzione;
- il metodo del costo di viaggio;
- il metodo dei prezzi edonici.

Il metodo dei prezzi di mercato

L'oggetto della stima di danni agli ecosistemi naturali da perseguire attraverso il metodo dei prezzi di mercato è il valore economico di beni e servizi scambiati attivamente sul mercato. Al fine di procedere in tale direzione, è possibile ricorrere a tecniche di valutazione economica largamente diffuse e consolidate in letteratura (Gregersen *et al.*, 1997; Grillenzoni e Grittani, 1994) e il cui obiettivo comune è ricavare l'utilità prodotta da un determinato bene a partire dal prezzo che si forma sul mercato.

Nella valutazione di danni all'ambiente, il metodo trova impiego quando i beni danneggiati sono associabili ad un mercato nel quale vengono scambiati attivamente (Kulshreshtha, 1994). E' inoltre possibile ricorrere a questa metodologia per valutare quei beni che, pur non rivestendo un ruolo specifico nel mercato, presentano una relazione di equivalenza con beni che invece hanno mercato. In casi del genere, il riferimento è al concetto di surrogazione.

Tale metodo costituisce un procedimento solido per la stima del risarcimento da danni ambientali in quanto, trovando fondamento teorico nei prezzi, è in grado di interpretare le preferenze degli individui e di rifletterne la disponibilità a pagare. Inoltre i prezzi costituiscono una categoria di dati generalmente di facile reperimento. Nonostante questi punti di forza, si tratta di una metodologia applicabile solo quando si ha a che fare con mercati di tipo concorrenziale, poiché solo in condizioni del genere è possibile cogliere il reale valore economico del bene ambientale oggetto dello studio (Perman *et al.*, 2003).

Il metodo della funzione di produzione

Il metodo di stima che si basa sull'analisi della funzione di produzione richiama concettualmente l'impostazione dei modelli dose-risposta¹¹⁸ utilizzati nelle valutazioni ambientali e può essere

¹¹⁸ I modelli *stress*-risposta (o dose-risposta) derivano dalla scienza medica e farmacologica e sono utilizzati per stabilire una relazione tra differenti livelli di esposizione (o dose) ad un certo agente (ad esempio, intensità di

utilizzato nel caso di danni a risorse che sono impiegate come fattori di produzione in processi che danno origine a beni scambiati sul mercato (Dosi, 2001; Perman *et al.*, 2003). In particolare, seguendo le indicazioni fornite dalla dottrina estimativa, valutare un bene rispetto al suo valore di produzione equivale e calcolarne il prezzo di trasformazione (Di Cocco, 1960).

La variazione di rendita dei soggetti economici con ruolo di produttori riconducibile alle modifiche della funzione di produzione fornisce la misura del valore della risorsa danneggiata, in quanto un peggioramento del rapporto dose-risposta determina una traslazione della funzione di costo totale verso valori più elevati e la contrazione del costo marginale.

Il metodo dei prezzi edonici¹¹⁹

Per quanto riguarda la valutazione economica di danni a beni ambientali, il metodo dei prezzi edonici trova applicazione soprattutto quando si devono analizzare le implicazioni patrimoniali del fenomeno. E' particolarmente adatto a stimare danni che si riflettono sul valore patrimoniale degli immobili (Bresso, 1993; De Francesco e Merlo, 1991; Grillenzoni e Grittani, 1994; Merlo, 1990).

Tra i diversi valori individuati dalla disciplina estimativa, quello di riferimento per il metodo dei prezzi edonici è il valore complementare.

Affinché la metodologia sia realmente in grado di restituire indicazioni circa il valore di una risorsa ambientale, è necessario supporre che il mercato sia effettivamente in grado di apprezzare le variazioni qualitative dell'ambiente. Inoltre, in coerenza con l'assunto secondo cui la valutazione di un danno ambientale deve far riferimento alla condizione "con" e "senza" fenomeno, l'applicabilità del metodo è vincolata alla disponibilità di dati che permettano di stimare il più probabile valore di mercato degli immobili presi in considerazione relativamente alle due diverse situazioni.

Il metodo dei costi di viaggio

Il metodo dei Costi di Viaggio (Bresso, 1993; Cantisani, 2008; Casoni e Polidori, 2002; Clawson, 1959) rientra nella categoria delle metodologie indirette per la stima dei beni ambientali e presenta in letteratura numerose applicazioni finalizzate all'attribuzione di un valore a beni con spiccate funzioni ricreative (Grillenzoni e Grittani, 1994). In taluni casi, può essere efficacemente utilizzato anche per la valutazione di fenomeni di danno (APAT, 2006; Bin *et al.*,

radiazione, concentrazione di inquinanti, *etc.*) e la risposta che ne deriva in termini di cambiamento negli organismi coinvolti (ad esempio, mortalità). I modelli *stress-risposta* possono essere efficacemente applicati alle analisi ambientali per determinare il rapporto esistente tra le pressioni antropiche che incidono su un sistema ambientale e gli effetti che ne derivano.

¹¹⁹ La trattazione teorica alla base del metodo dei prezzi edonici è già stata affrontata nel paragrafo 2.4.4, al quale si rimanda per approfondimenti.

2004; Bockstael *et al.*, 1987; Olewiler, 2004). Il principio su cui si basa è la derivazione della funzione di domanda di un bene pubblico a partire dal comportamento dei consumatori e fa riferimento all'analisi delle spese che gli individui sono disposti a sostenere per fruire di quella specifica risorsa. A tal proposito, la teoria economica sottolinea come la domanda dei consumatori nei confronti di un qualunque bene economico non dipenda solo dal prezzo che lo caratterizza, ma anche dalle disutilità che esso comporta, tra cui rientrano ad esempio i costi aggiuntivi da sostenere per raggiungere fisicamente il luogo dove poter fruire o accedere all'acquisto del bene, oppure dai costi in termini di perdita di tempo o di *stress* legati a fenomeni di congestione o di competizione all'acquisto.

Nel processo di stima del valore di una determinata risorsa ricreativa, il metodo dei Costi di Viaggio può fornire un valido supporto se si accetta l'ipotesi secondo cui le variazioni nel costo di accesso alla risorsa inducono nel consumatore gli stessi effetti che si avrebbero a seguito di eventuali modifiche dei prezzi. In particolare, l'effetto che ci si attende è una contrazione del numero di visite all'aumentare del costo unitario. La funzione di domanda associabile ad un bene ambientale può essere ricavata dall'analisi della relazione che sussiste tra il numero di visite al luogo e il costo unitario della visita; a tale cifra va sommato il valore del tempo impiegato per raggiungere la risorsa. La relazione che esiste tra numero di visite e costo unitario viene definita *Travel Generator Function* e può essere ricavata secondo due diverse modalità: impostando l'analisi per zone omogenee oppure prendendo in considerazione il comportamento dei singoli individui (APAT, 2006; Bonnieux *et al.*, 2002; Perman *et al.*, 2003; Touaty e Gié, 2004).

Per quanto riguarda l'applicazione del metodo al tema del danno ambientale, l'analisi delle modificazioni relative alla *Travel Generator Function* riconducibili al fenomeno permette di ricostruire l'andamento della funzione di domanda per il sito danneggiato e di quantificare la misura monetaria del benessere perduto.

Il metodo conduce ad interessanti risultati per quanto riguarda la valutazione delle componenti di danno all'ambiente, ma è impegnativo in termini di costo e di quantità di dati richiesti (Bonnieux *et al.*, 2002). Per quei casi in cui è sufficiente ottenere una valutazione in termini approssimativi è possibile ricondurre l'analisi ad una *proxy* del metodo esplicitato derivando il valore dell'utilità perduta dalle mancate spese sostenute per fruire del bene ambientale.

Un'interessante applicazione del metodo della *Travel Cost* riguarda l'analisi di dati che si riferiscono a luoghi diversi rispetto a quello che ha subito il danneggiamento, nell'ipotesi che i siti alternativi possano surrogare i servizi andati perduti a causa del fenomeno (Smith e Desvougés,

1985). In particolare, quando si procede con la stima del valore attribuibile a siti surroganti o sostitutivi, la letteratura consiglia di ricorrere a particolari accorgimenti metodologici quali ad esempio i *Random Utility Models* (RUM) (APAT, 2006; Bockstael *et al.*, 1991). L'ipotesi di base su cui si fondano i RUM è che la variabile dipendente del problema di stima non sia rappresentata dalla quantità di visite portate a termine nell'arco di un certo periodo temporale, ma la probabilità che un certo individuo decida di recarsi in un luogo piuttosto che in un altro. Il presupposto teorico alla base di queste considerazioni è che per ciascun individuo la scelta del posto in cui recarsi per una visita dipenda dal prezzo che l'alternativa scelta comporta¹²⁰, ma anche da alcune caratteristiche specifiche del territorio, tra le quali un ruolo fondamentale riveste la qualità ambientale. Di solito la scelta ricade sul luogo in grado di fornire il più elevato livello di utilità tra quelli ottenibili. Inoltre, in condizioni di normale svolgimento delle dinamiche, ci si aspetta che la probabilità che un determinato individuo scelga un sito piuttosto che un altro decresca all'aumentare dei costi di accesso e aumenti all'aumentare della presenza di caratteristiche ambientali positive.

3.4.4 Metodi basati sull'approccio delle preferenze dichiarate

Le "preferenze dichiarate" mirano a cogliere il Valore Economico Totale delle risorse prive di un mercato reale di riferimento o comunque non riconducibili a beni scambiabili sul mercato. Per queste caratteristiche, sono particolarmente adatte nei casi di danneggiamento irreversibile di risorse e servizi ambientali non riproducibili e non surrogabili.

I metodi di questo tipo si basano sulla simulazione di mercati ipotetici all'interno dei quali un campione di individui viene stimolato ad esprimersi in merito al VET di un bene oppure ad illustrare le personali preferenze relativamente a diversi scenari proposti. Sono metodi che richiedono maggiori risorse in termini di costi e di tempo rispetto ai due precedentemente descritti; nonostante ciò rivestono un ruolo importante nel panorama valutativo in quanto allo stato attuale delle conoscenze sembrano rappresentare, pur con le dovute cautele, l'unica strada percorribile per monetizzare danni ambientali riguardanti risorse caratterizzate da rilevanti valori passivi (Commissione Europea, 1996; Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001;

¹²⁰ Si tratta di una grandezza nella maggior parte dei casi funzione della distanza del sito dal luogo di origine del soggetto che decide di recarsi in quella destinazione.

Cummings e Harrison, 1992 e 1995) e beni ambientali caratterizzati da marcati elementi di unicità e non surrogabilità (Bishop e Wehls, 1992).

Come si è già detto, in caso di non piena ripristinabilità della risorsa danneggiata, è possibile procedere secondo due strade alternative di valutazione:

1) optando per il metodo di surrogazione “risorsa per risorsa” o “servizio per servizio”, che mira a quantificare il danno attraverso la stima del costo delle risorse o dei servizi che fungono da sostitutivi per l’elemento danneggiato e il cui grado di sostituibilità è funzione della tipologia di componente di volta in volta analizzata;

2) assumendo in sede valutativa quale bene surrogante direttamente la moneta (si tratta, di ricondurre le utilità prodotte dal bene danneggiato ad utilità di natura strettamente economica). Poiché la definizione del livello di utilità è soggettiva, l’unica soluzione possibile per averne conferma è la dichiarazione diretta da parte degli individui coinvolti; da qui il riferimento alle preferenze dichiarate.

I filoni operativi attualmente riconducibili all’approccio delle preferenze dichiarate sono due e fanno riferimento alla Valutazione Contingente (APAT, 2006; Cantisani, 2008; Casoni e Polidori, 2002; Cummings *et al.*, 1986; Mitchell e Carson, 1989; Stellin e Rosato, 1998) e alla *Conjoint Choice* (Adamowicz *et al.*, 1994; APAT, 2006; Boxall e Adamowicz, 1999; McKenzie, 1996; Bullock *et al.*, 1998; Hanley *et al.*, 1998; Louviere *et al.*, 2000; Roe *et al.*, 1996).

In entrambi i casi, poiché l’oggetto della valutazione sono beni per i quali non esiste un mercato di riferimento, si procede con la creazione di un mercato ipotetico con funzione surrogante all’interno del quale si analizza il comportamento del consumatore in termini di preferenze espresse.

Con riferimento allo specifico tema dei danni alle risorse naturali, queste metodologie consentono di fornire una misura monetaria delle contrazioni di benessere che ciascun soggetto ha subito a causa di tali fenomeni.

Il metodo della Valutazione Contingente

La Valutazione Contingente (Cantisani, 2008; Casoni e Polidori, 2002; De Zoysa, 1995; Mitchell e Carson, 1989; Cummings *et al.*, 1986; Pearce e Turner, 1991; Polelli, 1989; Stellin e Rosato, 1998) è un metodo diretto per la stima di beni privi di mercato che trova fondamento nell’analisi delle preferenze espresse direttamente dal consumatore. L’ipotesi di base è che sia possibile quantificare le variazioni del *surplus* sotteso alla curva di domanda di un bene ambientale misurando la Disponibilità a Pagare (DAP, *Willing To Pay, WTP*) o la Disponibilità ad Accettare

(DAC, *Willing To Accept*, WTA) di una certa popolazione. Nel caso di analisi della DAP, va considerata la quantità di denaro che si è disposti ad esborsare per ottenere un determinato livello di utilità derivante dalla fruizione di un bene, mentre nel secondo caso si tratta di determinare il compenso minimo richiesto per rinunciarvi.

Nel momento in cui la Valutazione Contingente viene utilizzata per la stima di un fenomeno di danno, la DAP diventa quella somma di denaro che il singolo individuo è disposto a spendere per riportare il bene alle caratteristiche antecedenti al danno, mentre la DAC rappresenta quella cifra in cambio della quale il soggetto si dimostra disponibile a rinunciare definitivamente alla risorsa danneggiata.

Pearce e Turner (1991) forniscono un'interessante lettura di questi concetti, arrivando ad affermare che entrambi possono essere utilizzati per valutare sia il beneficio derivante da una situazione di miglioramento ambientale che il disagio sofferto per il peggioramento della qualità delle risorse. Secondo questa interpretazione, la DAP può fornire indicazioni relative alla cifra che i soggetti economici sono disposti a pagare per ottenere un miglioramento delle condizioni ambientali oppure per evitare il verificarsi di un danno, mentre la DAC può essere ricondotta sia alla rinuncia nei confronti di un beneficio acquisito che alla sopportazione di una contrazione del livello di benessere.

Per quanto riguarda l'applicazione del metodo alla stima di danni al sistema ambientale, secondo alcuni autori, pur essendo concettualmente corretto l'approccio che mira a quantificare la disponibilità ad accettare una compensazione (tema della variazione compensativa), al fine di ridurre le distorsioni derivanti dalla scelta da parte degli intervistati di fornire risposte strategiche e pertanto fuorvianti, può convenire indirizzarsi verso la nozione di disponibilità a pagare (Stellin e Rosato, 1998), secondo cui la misura economica del danno deriva dalla differenza tra la disponibilità a pagare per la risorsa non danneggiata e la disponibilità a pagare per quella che ha subito il danneggiamento (Simonotti, 1982). Si tratta di analizzare, in termini di variazione della disponibilità a pagare, quanto il verificarsi dell'evento abbia inficiato la qualità del bene ambientale e quanto questa variazione abbia generato a sua volta una diminuzione dell'interesse da parte dei soggetti che ne usufruiscono.

Gli *step* operativi di questa metodologia consistono nella creazione di un mercato virtuale di riferimento per il bene oggetto di stima, nell'individuazione di un campione statisticamente rappresentativo della popolazione coinvolta dal fenomeno e nella rilevazione tramite intervista

diretta della DAP o DAC relativamente a ciascun individuo. In particolare, per la definizione della somma di denaro costituente la DAP o la DAC, sono due le strade percorribili:

- 1) un approccio che lascia libertà di azione all'intervistato, il quale deve dichiarare una cifra puntuale;
- 2) un'intervista guidata, che consiste nell'accettazione (o nel rifiuto) di una certa cifra proposta dall'intervistatore.

Non si intende in questa sede entrare nel merito delle diverse tecniche operative consolidate in letteratura per la rilevazione dei dati, per le quali si rimanda ai testi citati.

Una volta raccolte le risposte di ciascuno dei membri costituenti il campione, l'aggregazione dei risultati¹²¹ rispetto al totale della popolazione coinvolta dal fenomeno di danno fornisce una stima del valore economico della perdita subita.

Vi è un aspetto della tecnica che merita una riflessione soprattutto per quei casi in cui l'applicazione è finalizzata alla valutazione di danni agli ecosistemi naturali, ovvero la scelta del campione di riferimento. E' da escludere l'intervista all'intera popolazione colpita, a meno di eventi particolari i cui effetti sono percepiti solo da un gruppo ristretto di individui, in quanto i costi correlati ad un'operazione del genere sarebbero proibitivi. Da qui la necessità di estrarre un campione significativo, in grado cioè di rendere conto della globalità della situazione. In particolare, la scelta del campione di riferimento è funzione da un lato della gravità e dell'estensione del fenomeno di danno e dall'altro delle caratteristiche delle risorse danneggiate. Tanto più il bene danneggiato è caratterizzato da elevata unicità e surrogabilità, tanto più il campione di indagine deve essere esteso, in modo da considerare anche i fruitori non diretti del bene; inoltre, maggiori sono le ripercussioni del fenomeno in termini spaziali e di compromissione degli equilibri, più allargato deve essere il *range* considerato.

Solitamente si opta per un campione di tipo stratificato o per quote¹²².

La valutazione deve concludersi con un'analisi di validità dei risultati ottenuti, in quanto sono numerose le distorsioni intrinseche al metodo che potrebbero inficiarne l'attendibilità¹²³.

¹²¹ Le metodologie di aggregazione disponibili in letteratura sono numerose e variano in funzione del metodo di campionamento adottato. Generalmente, il riferimento è alla media oppure alla mediana.

¹²² Le modalità con cui operare la stratificazione o la suddivisione in quote variano da caso a caso e sono definite sulla base di determinate caratteristiche sociali ed economiche che possono favorire l'esito positivo dell'indagine.

¹²³ Le perplessità sulla metodologia o almeno la convinzione che sia necessario indagare più a fondo i risultati ottenuti derivano non dagli aspetti concettuali di base, che risultano essere assolutamente coerenti con i principi estimativi, ma dagli aspetti di carattere metodologico, legati all'effettiva possibilità di tradurre in valori attendibili, e pertanto utili, gli esiti della valutazione. La metodologia, applicata ad esempio ai beni ambientali, per essere efficace richiederebbe innanzitutto un'adeguata educazione e consapevolezza della popolazione relativamente ai reali benefici derivanti dalle funzioni ecosistemiche, nonché un elevato grado di sincerità e attenzione nella risposta. A tali difficoltà

Per completare il quadro di analisi e giungere ad una valutazione esaustiva dei fenomeni di danno si ricorda che, come già ampiamente discusso precedentemente, le componenti del valore d'uso del bene danneggiato possono essere ricavate attraverso l'analisi dei comportamenti reali dei consumatori.

La Valutazione di Contingenza può essere interpretata come uno strumento di supporto e integrazione dei risultati derivanti da analisi di altra natura.

Il metodo della *Conjoint Choice Analysis*

Rispetto alla Valutazione di Contingenza, la *Conjoint Choice Analysis* introduce un elemento di riflessione aggiuntivo in quanto prende in considerazione anche l'importanza che i consumatori attribuiscono alle diverse componenti dello scenario prospettato attraverso la pesatura dei singoli elementi. Per quanto riguarda l'applicazione alla stima di fenomeni di danno, questa esigenza di pesatura si configura nell'attribuzione di pesi ai diversi interventi proposti per il ripristino oppure alle politiche che si intendono attuare per prevenire danni futuri. La metodologia ha trovato in letteratura numerose applicazioni per la valutazione di beni e risorse ambientali nell'ambito della stima delle variazioni dell'andamento delle preferenze degli utilizzatori di determinati servizi a seguito di miglioramenti ambientali (Adamowicz *et al.*, 1994; APAT, 2006; Boxall e Adamowicz, 1999; Bullock *et al.*, 1998; Hanley *et al.*, 1998; Louviere *et al.*, 2000; McKenzie, 1996; Roe *et al.*, 1996).

Il metodo è di semplice applicazione e permette, attraverso un unico questionario, di raccogliere le preferenze dei consumatori rispetto a scenari ipotetici prospettati. L'elaborazione dei dati raccolti conduce ad un confronto dello stato attuale in cui versa il bene con soluzioni alternative e alla previsione di comportamenti futuri dei fruitori.

Per quanto riguarda specificatamente il tema del danno ambientale, la disaggregazione del bene in diversi attributi permette di rilevare le preferenze degli individui in merito agli effetti che il

si aggiunge il fatto che, alla richiesta ai potenziali utenti di un bene ambientale di quale sia la somma sufficiente per compensare un'eventuale perdita, la cifra indicata è presumibilmente più alta di quella che verrebbe indicata a seguito della richiesta della quota che essi sarebbero disposti a pagare per la conservazione della medesima risorsa (Realfonzo, 1989). A tal proposito, è indubbio che i principali problemi dal punto di vista applicativo sono connessi alla misurazione dei valori intrinseci, perché per molti di essi l'unica strada praticabile sembra essere quella delle valutazioni ipotetiche, mancando così la possibilità di effettuare un controllo dei risultati ottenuti attraverso il confronto con le stime indirette. Le applicazioni finora effettuate hanno portato a risultati contrastanti; ad esempio, come riporta Romano nel suo lavoro (1989), Schulze *et al.* (1983) hanno stimato, utilizzando metodi di valutazione ipotetica, che il valore di preservazione della visibilità presso il *Grand Canyon* varia tra i 34 e i 52 dollari procapite. Ipotizzando veritiero questo valore e aggregandolo per tutti gli abitanti degli Stati Uniti d'America, si ottiene un valore complessivo che raggiunge l'ordine dei miliardi di dollari, a fronte di stime di valori d'uso circa 200 volte inferiori. Altre stime disponibili relativamente al valore d'opzione, riferitesi però a risorse ambientali con minori caratteri di unicità, indicano che tale tipo di valore si aggira intorno al 40-50% circa del valore d'uso (Fisher e Rauchen, 1984).

fenomeno ha sulle diverse componenti costituenti l'ecosistema naturale. Al variare degli obiettivi che si intendono raggiungere, è possibile operare con confronti di natura diversa (Mathews *et al.*, 1995), come si può osservare dalla tabella che segue (Tab. 18).

Tab. 18 Possibilità di confronto in tema di ripristino e obiettivi correlati

Tipologia di confronto	Obiettivo dell'analisi
<p>Confronto tra scenario in presenza di danno e scenario ripristinato. Al secondo scenario sono associate indicazioni relative all'esborso monetario necessario per finanziare le operazioni di ripristino.</p>	<p>Il metodo si riconduce ad una Valutazione di Contingenza. I soggetti che assegnano la loro preferenza allo scenario ripristinato dichiarano implicitamente di essere disposti a pagare la somma necessaria per portare a termine le operazioni, arrivando così a definire una DAP.</p>
<p>Confronto tra diverse ipotesi di ripristino. Ad ogni ipotesi viene associato un costo di realizzazione e l'indicazione dell'impatto previsto su ogni componente del bene ambientale danneggiato.</p>	<p>Si ottengono le DAP riconducibili ad ogni individuo coinvolto nell'analisi e il valore marginale del ripristino di ciascuna delle componenti ambientali colpite.</p>
<p>Confronto tra lo scenario "con danno" e "senza danno". Gli scenari proposti vengono caratterizzati da diversi livelli di fornitura di risorse e servizi¹²⁴.</p>	<p>Si ottengono indicazioni relative al livello di compensazione garantito dai diversi livelli di fornitura prospettati. Il danno ambientale non è stimato attraverso una misura monetaria diretta, ma per mezzo del criterio estimativo del valore di surrogazione (Bishop <i>et. al</i>, 2000).</p>

(Fonte: nostra elaborazione)

Riflettendo sulle caratteristiche proprie della Valutazione Contingente e della *Conjoint Choice*, sembra emergere come la prima sia più adatta per valutazioni di danno il cui bene oggetto dell'analisi non sia né ripristinabile né surrogabile¹²⁵, mentre la seconda è di supporto per il confronto tra più alternative possibili nell'ambito di un'operazione di surrogazione "risorsa per risorsa" o "servizio per servizio" (Stevens *et al.*, 2000).

3.4.5 L'approccio del *Benefit Transfer*

L'approccio del *Benefit Transfer* permette di valutare i beni pubblici facendo ricorso a risultati ottenuti nell'ambito di precedenti ricerche condotte su beni di natura analoga (APAT, 2006; Desvougues *et al.*, 1992; Rosenberger e Loomis, 2001); si tratta, cioè, di trasferire una misura o una funzione stimata in un contesto definito "di origine" alla valutazione di un bene ambientale inserito in un altro contesto definito "di destinazione". Per sua natura, il metodo del *Benefit*

¹²⁴ Tale tipologia di confronto si riconduce in realtà alla definizione della disponibilità ad accettare una compensazione in termini di beni o servizi sostitutivi più che alla disponibilità a pagare. Secondo alcuni autori questa possibilità potrebbe essere considerata la più idonea per la stima di danni all'ambiente in quanto riconosce alla popolazione coinvolta un diritto di proprietà implicito sul bene danneggiato.

¹²⁵ Si tratta di quei casi in cui l'unica soluzione possibile risiede nel risarcimento monetario.

Transfer permette di associare un valore monetario ad una variazione della qualità dell'ambiente in tempi rapidi e con costi contenuti; è pertanto da considerarsi un riferimento utile per quei casi in cui la necessità di fornire delle risposte in tempi brevi e con un *budget* limitato non permette l'impostazione di analisi *ad hoc*. Può inoltre essere utilizzato con efficacia quando i valori oggetto dell'analisi sono talmente contenuti da non giustificare il ricorso a metodologie più impegnative.

Nonostante queste caratteristiche positive, il *Benefit Transfer* viene considerato una soluzione di "seconda scelta" da adottare solo quando non è tecnicamente possibile ed economicamente conveniente procedere secondo un'altra strada; in quest'ottica, risponde al principio secondo cui è meglio disporre di una valutazione approssimativa piuttosto che rinunciare del tutto.

Si tratta di un metodo per il quale non è riconosciuta all'unanimità l'affidabilità e pertanto non può essere considerato adatto per situazioni in cui la stima deve essere precisa e puntuale (Brookshire, 1992).

La metodologia si configura in *step* operativi sintetizzabili come segue:

- 1) individuazione degli elementi costituenti il danno ambientale che si intende analizzare, definizione della natura e dell'estensione delle perdite di utilità da quantificare e ricerca in letteratura di stime relative a situazioni analoghe. A tal proposito, è importante sottolineare come siano stati recentemente creati numerosi *database* per la consultazione gratuita di un numero elevato di studi e di documentazione di settore¹²⁶;
- 2) sintesi delle informazioni ottenute dall'analisi dei casi studio ritenuti adatti per il trasferimento dei risultati (generalmente il valore che viene trasferito dal contesto di origine a quello di destinazione è la disponibilità a pagare procapite);
- 3) determinazione della disponibilità a pagare complessiva, relativa cioè all'intera popolazione coinvolta nel processo valutativo. Per ottenere questa grandezza si procede moltiplicando il valore di DAP procapite ricavato durante la fase 2) per il numero di individui interessati. Tale operazione presuppone la delimitazione dell'ambito geografico di riferimento per la valutazione di danno, inteso come massima estensione entro cui gli individui sono disposti a pagare una somma di denaro per ottenere un livello di utilità pari a quello di cui godevano in assenza di danno.

¹²⁶ Un esempio di *database* disponibile *online* nato dalla collaborazione tra le agenzie per la protezione dell'ambiente di numerosi paesi ed organismi internazionali è EVRI, consultabile all'indirizzo *internet* <http://www.evri.ec.gc.ca/evri> e all'interno del quale è possibile trovare parecchia documentazione inerente il tema delle valutazioni di beni ambientali.

3.5 La scelta del metodo più idoneo per la stima di un fenomeno di danno

I metodi presentati nei paragrafi precedenti presentano ciascuno specifiche potenzialità da un lato e limiti dall'altro; proprio per questo non vanno interpretati come alternativi, ma sono piuttosto da utilizzare in maniera integrata, ragionando di volta in volta su quale possa essere il contributo di ciascuno nella stima delle singole componenti di danno, al variare delle caratteristiche dell'evento occorso e delle peculiarità del sistema ambientale compromesso.

Secondo l'articolazione proposta dalla letteratura, il modo migliore per valutare il danno agli ecosistemi naturali è quello di procedere con un'integrazione dei diversi percorsi, prestando attenzione a non trascurare la stima delle componenti di valore passivo per tutti quei fenomeni di danno in cui è elevato il grado di irreversibilità.

I diversi metodi di valutazione proposti possono fondarsi su dati rilevati attraverso indagini *ad hoc* effettuate espressamente per la valutazione monetaria del danno oppure adattando alla specifica finalità valori stimati in riferimento ad altri contesti. Nel primo caso si parla di metodi di valutazione primari, mentre nel secondo caso il riferimento è ai metodi di valutazione secondari (Asian Development Bank, 1996). Tra i metodi secondari, il più noto è quello del *Benefit Transfer* di cui si è già parlato al paragrafo 3.4.5. La struttura finora presentata per il risarcimento legato a fenomeni di danni è coerente anche con gli orientamenti espressi dall'Unione Europea in materia di danno all'ambiente. In particolare, la Direttiva comunitaria 2004/35/CE (Parlamento Europeo, 2004) che ha recepito i contenuti del già citato *Libro Bianco* del 2000 (Commissione delle Comunità Europee, 2000) sottolinea la necessità di stimare i valori passivi ogni qualvolta si verificano danni all'acqua ed al suolo recati da particolari attività produttive¹²⁷ e in tutti quei casi in cui i danni abbiano coinvolto specie o *habitat* tutelati a livello comunitario (Consiglio delle Comunità Europee, 1979 e 1992; Parlamento Europeo, 2004).

La Direttiva introduce inoltre interessanti spunti di riflessione per quanto concerne il rapporto tra ripristinabilità delle risorse e valutazione del danno ambientale, sottolineando la possibilità di ricorrere ad interventi di riparazione di natura diversa al variare delle condizioni al contorno (Tab. 19). In ogni caso l'obiettivo finale è il medesimo, ovvero riportare l'ambiente alle condizioni originarie.

¹²⁷ Si rimanda all'allegato III della Direttiva per l'elenco completo delle attività produttive interessate dal provvedimento.

Tab. 19 Diverse tipologie di interventi di riparazione e metodi per la valutazione correlati

Tipologia di intervento di riparazione	Caratteristiche dell'intervento	Metodi per la valutazione
Riparazione primaria	Qualsiasi misura di riparazione che riporta le risorse e i servizi danneggiati alle condizioni originarie.	Spese difensive Costi di ripristino
Riparazione complementare	Qualsiasi misura di riparazione che mira a compensare il mancato ripristino delle risorse e dei servizi danneggiati.	Costi di surrogazione
Riparazione compensativa	Qualsiasi azione intrapresa per compensare la perdita temporanea di risorse e servizi naturali dal momento di accadimento del danno fino a quello in cui la riparazione primaria ha prodotto un effetto completo.	Da valutare caso per caso

(Fonte: nostra elaborazione da Direttiva Comunitaria 35/2004/CE)

La messa in opera di uno o più dei citati processi di riparazione presuppone di essere pervenuti ad una valutazione, seppur non necessariamente economica, del fenomeno di danno occorso.

E' interessante sottolineare come la normativa europea consideri la valutazione monetaria del danno ambientale quale presupposto fondamentale per procedere con interventi di riparazione, mentre la legislazione italiana invita ad una più completa valutazione del risarcimento.

Riassumendo i principali elementi legati alla reversibilità del danno e alla ripristinabilità del bene danneggiato, si può concludere che vi sono tre componenti (le azioni difensive, la possibilità di procedere con la surrogazione e la perdita dei benefici transitori) che sono da prendere in considerazione in qualunque analisi, mentre, per quanto riguarda gli altri elementi, ha senso analizzarli solo in casi particolari. Si procede con la valutazione delle possibili azioni di ripristino solo quando il danno è di tipo riparabile mentre sono incluse nell'analisi le possibili azioni difensive permanenti, le modalità di surrogazione ed i mancati benefici permanenti solo quando ci si trova di fronte ad un danno di natura irreversibile che abbia colpito un bene non riparabile. Si rimanda alla tabella che segue (Tab. 20) per una disamina dell'applicabilità dei metodi illustrati al variare delle componenti di danno analizzate.

Tab. 20 Componenti del danno e metodi di valutazione più appropriati

Metodi di valutazione	Effetti del danno					
	Azioni			Mancati benefici		
	Difensive	Ripristino	Surrogazione	Transitori	Permanenti	
				Valore di uso	Valore di uso	Valore di non uso
Costo sostenuto per le spese difensive	*			X	X	
Costo di ripristino		*		+	+	
Costo di surrogazione			*	X	X	
Prezzi di mercato				X/*	X/*	
Prezzi edonici				X/*	X/*	
Costo di viaggio				X/*	X/*	
Valutazione contingente				X	X	*
<i>Conjoint choice analysis</i>				X	X	*

Legenda:

*	metodo più appropriato per la valutazione
X	metodo applicabile
X/*	la scelta di applicare un metodo piuttosto che un altro è funzione del tipo di risorsa danneggiata
+	metodo suggerito nel caso in cui il ripristino sia obbligatorio per legge
	metodo non applicabile

(Fonte: APAT, opera citata, 2006, pag. 148)

E' anche possibile operare una distinzione tra i metodi più adatti al variare delle funzioni di volta in volta prese in considerazione (Tab. 21).

Tab 21 Funzioni pubbliche compromesse e metodi di valutazione per la stima dei mancati benefici transitori e/o permanenti

Metodi di valutazione	Funzioni legate alla produzione			Funzioni legate alla domanda			Funzioni ecologiche				Funzioni di altra natura				
	Settore primario	Settore secondario	Settore terziario	Beni a funzione pubblica	Ricreativa	Paesaggistica	Habitat	Capacità di assimilare sostanze	Regolazione flussi idrologici	Salubrità	Riserva per generazione future	Capacità di preservare risorse genetiche	Riserva per usi potenziali futuri	Valore storico e culturale	Altre funzioni
Costo per spese difensive	X	X	X	X	X	X	X	X	X						
Costo di ripristino ¹²⁸							X	X	X						
Costo di surrogazione	X	X	X	X	X	X	X	X	X						
Prezzi di mercato	X	X	X	X/ *	X	X									
Prezzi edonici	X	X	X	X/ *		*									
Costo di viaggio				X	*	X									
Valutazione contingente				X	X	X	*	*	*		*	*	*	*	
Conjoint choice analysis ¹²⁹				X	X	X	*	*	*		*	*	*	*	

Legenda

*	metodo più appropriato per la valutazione
X	metodo applicabile
X/*	la scelta di applicare un metodo piuttosto che un altro è funzione del tipo di risorsa danneggiata
+	metodo suggerito nel caso in cui il ripristino sia obbligatorio per legge
	metodo non applicabile

(Fonte: APAT, opera citata, 2006, pag. 197)

A completamento di queste linee guida teoriche va aggiunto che in realtà le situazioni con cui il valutatore deve confrontarsi sono generalmente molto più sfumate e complesse di quelle illustrate; è pertanto necessario procedere con un'analisi specifica per ogni singola funzione ecosistemica compromessa e definire di volta in volta i metodi di stima più appropriati al fine di assumere le diverse specificità.

¹²⁸ Il metodo dei costi di ripristino è suggerito per la stima di servizi ecologici nei casi di ripristino obbligatorio.

¹²⁹ La *Conjoint choice analysis* può essere utilizzata per la scelta tra azioni di ripristino e surrogazione alternative.

Una volta identificate e valutate le componenti che concorrono alla definizione del valore economico del risarcimento per mezzo dei metodi ritenuti più soddisfacenti, si procede con la loro somma algebrica.

Capitolo 4.

Il tema del danno mancato e la convenienza economica della prevenzione: metodologie di valutazione e applicazioni ai fini estimativi

4.1 Il concetto di danno mancato per la valutazione economica di politiche ambientali

La valutazione economica di un fenomeno di danno all'ambiente naturale è da approfondire non solo per questioni legate al risarcimento da parte del responsabile dell'illecito, ma anche per aspetti di natura preventiva. Tra gli altri risultati, l'analisi può fornire indicazioni utili per evidenziare le strategie di tutela degli ecosistemi naturali che si sono rivelate più incisive e convenienti. Da qui l'interesse a ragionare sul grado di applicabilità del concetto di "danno mancato" alla valutazione dell'efficacia e della convenienza economica di politiche ambientali, inteso come strumento di confronto tra i costi da sostenere per evitare un danno¹³⁰ (valutazione *ex-ante*) e le somme che si sarebbero dovute esborsare per le operazioni di ripristino se il fenomeno si fosse verificato (valutazione *ex-post*). In altre parole, definire il valore mancato equivale a stimare quanto costi impedire un danno o la sua evoluzione in termini di gravità ed irreversibilità, calcolando la differenza tra costi sostenuti per gestire preventivamente il fenomeno e spese di intervento ipotizzate nel caso di progressione del deterioramento¹³¹.

In termini generali, si fa ricorso al danno mancato «per esprimere adeguatamente il beneficio sociale derivante dalla presenza di un manufatto atto a ridurre il carico ambientale»¹³²; inoltre, in termini estimativi, il valore mancato, definito come la variazione di valore indotto dal potenziale

¹³⁰ A tal proposito, un interessante spunto di riflessione deriva dalle considerazioni di Benvenuti (1989), il quale, analizzando la natura economica dei danni ambientali ai boschi, afferma che, «esaminando la questione dal punto di vista biologico, i calcoli economici si potrebbero anche mettere da parte, perché fra tutti i beni quello della vita, compresa quella vegetale, non è quantificabile o almeno non lo dovrebbe essere: senza vita, nessuna cosa dovrebbe più avere valore economico. Ma, volendo, comunque procedere con calcoli economici, una soluzione può essere quella di valutare l'ammontare dei danni che il deperimento dei boschi arreca all'economia forestale nel suo insieme, mettendo così in evidenza la convenienza di investire nella prevenzione», S. Benvenuti, *Considerazioni sui danni economici nei boschi*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano, pp. 146-147.

¹³¹ Si vedano a tal proposito Pimentel *et al.*, (1997); Kremen *et al.*, (2000); Merlo and Croitoru (2005), secondo i quali, per quantificare il valore dei servizi ecosistemici esistono numerose tecniche di natura economica, tra cui la valutazione dei cosiddetti "danni evitati". In particolare, tale metodologia fa riferimento alla stima del costo evitato dalla società grazie alla presenza dello specifico servizio di cui si vuole ricavare il valore e la cui assenza avrebbe imposto un pari esborso.

¹³² A. Caruso di Spaccaforno, *Perizia di stima Boscoincittà, Stima dei benefici derivati dalla realizzazione e gestione del Parco unitamente alla diffusione fra i cittadini della cultura del verde e della coscienza civica*, 2011, pag. 17.

cambiamento di mercato nel passaggio dal mercato ipotetico a quello reale, assume la seguente forma:

$$V = V_m - V_r$$

dove:

V_m = valore del danno se non si fosse intervenuti con politiche di prevenzione e protezione;

V_r = valore del danno residuo nonostante l'introduzione di tali politiche.

Si tratta di un argomento poco affrontato in letteratura; nonostante ciò, alcuni autori hanno riflettuto sull'utilizzo di tale concetto per la valutazione di politiche ambientali¹³³. A tal proposito, così scrive Mercedes Bresso (1997): «un metodo indiretto per valutare i benefici connessi ad una politica ambientale consiste nello stimare il danno che l'ambiente in oggetto subirebbe (o subisce) a causa del fatto inquinante e nell'utilizzare il valore del danno evitato come una misura del beneficio ottenuto»¹³⁴. Secondo l'autrice tale metodologia, pur apparendo ad una prima analisi di natura oggettiva in quanto legata ad elementi del danno molto concreti, presenta in realtà implicazioni di natura soggettiva, in quanto nella definizione dei benefici entrano in gioco aspetti di percezione personale¹³⁵.

Un'interpretazione simile del concetto è che stimare il danno mancato all'ambiente equivale a definire la differenza tra i costi necessari ad annullare le conseguenze dell'illecito in assenza di una strategia ed i costi necessari ad eliminare il danno residuo in presenza di tale politica. Secondo questo punto di vista, il valore della politica ambientale è dato dal mancato pagamento di quella

¹³³ Una valutazione di questa natura è stata condotta in Germania nell'ambito di uno studio promosso dall'Umweltbundesamt di Berlino. In quel caso, il *team* interdisciplinare diretto dal Prof. Ewers ha calcolato che un ipotetico investimento di natura immediata finalizzato alla riduzione tecnologica delle emissioni nocive nella Germania Federale sarebbe risultato economicamente più conveniente rispetto alla gestione postuma dei danni fino ad un limite di spesa di circa 96.500 miliardi di lire.

Esistono inoltre altri studi nei quali il riferimento metodologico è al danno mancato, come valutazioni economiche relative ai problemi di eutrofizzazione nell'Adriatico oppure all'inquinamento delle falde acquifere nella pianura padana. Il risultato di tali analisi è stato sempre a favore della prevenzione. Del resto, è intuitivo comprendere, ad esempio per il caso dell'inquinamento atmosferico, come sia tecnicamente più semplice ed economicamente vantaggioso agire direttamente sulle emissioni alla sorgente piuttosto che sulle immissioni, oppure sul degrado ambientale da esse provocato. Come affermava a Torino il Presidente dell'ENEA Colombo in occasione della Conferenza internazionale su *Atmosfera, clima ed uomo*, «le spese di disinquinamento, o i danni derivati dalla degradazione ambientale, sono di gran lunga superiori alle spese necessarie per evitarli» S. Benvenuti, opera citata, 1989, p. 148. Si rimanda al paragrafo 4.2 per una disamina della letteratura relativamente all'applicazione del concetto di danno mancato alla valutazione della convenienza economica di politiche di tutela ambientale.

¹³⁴ M. Bresso, opera citata, 1997, pag. 324.

¹³⁵ Tale fatto implica che non sia sempre possibile ricostruire una corrispondenza diretta tra danno subito e beneficio ottenuto. A questo si aggiunge il fatto che talvolta i soggetti coinvolti non sono in grado di percepire l'esistenza del danno per una serie di motivazioni diverse tra loro. Tra queste spiccano l'incapacità tecnica di riconoscere e quantificare il fenomeno e il fatto che esso si manifesti con elementi probabilistici tali da non destare interesse e preoccupazione e con una scala temporale degli effetti elevata rispetto alle tempistiche che scandiscono la quotidianità.

cifra che sarebbe stato necessario esborsare per riportare l'ambiente alle condizioni precedenti al suo deterioramento e che l'adozione di una politica ambientale ha permesso di risparmiare, oppure che è stata realmente spesa in caso di progressione del danno e conseguente ripristino (Caruso di Spaccaforno, 2011).

Dalle definizioni riportate, emerge chiaramente come il danno mancato possa costituire un valido punto di riferimento nella valutazione della convenienza economica di politiche ambientali¹³⁶. A tal proposito, una proposta metodologica orientata in tale direzione (Bresso, 1997), individua le seguenti fasi fondamentali:

- stima della funzione di danno, da ricostruire secondo la relazione dose-risposta che correla l'evento avverso alle conseguenze sull'ecosistema;
- definizione qualitativa dell'entità del fenomeno di danno¹³⁷ in funzione della specifica dose subita dall'ecosistema nel caso in cui non si sia intervenuti con nessuna strategia di prevenzione e/o contenimento;
- stima monetaria del danno nell'ipotesi di non intervento;
- valutazione qualitativa del danno residuo che ancora permane nonostante l'introduzione di politiche ambientali;
- stima monetaria di tale danno;
- definizione del valore economico del danno evitato, ottenuto sottraendo dalla cifra riferita alla condizione di non intervento, il danno residuo. Tale risultato, espresso in valori monetari, costituisce una stima indiretta del beneficio associato alla politica ambientale analizzata.

Come si è già detto, la tecnica dose-risposta costituisce un interessante riferimento metodologico nell'ambito delle valutazioni di *performance* degli ecosistemi a fronte di fenomeni di inquinamento subiti, in quanto conduce alla ricostruzione della relazione esistente tra causa fisica del fenomeno ed impatto sull'ambiente. Alla base di tale metodo c'è l'elaborazione di dati sugli effetti fisici dei fenomeni di inquinamento raccolti nell'ambito delle scienze naturali e, per definizione, è una procedura che conduce a risultati soddisfacenti solo quando la relazione di causa-effetto è conosciuta nel dettaglio e non sussistono elementi di incertezza. A tali considerazioni di natura generale, in ottica di valutazione economica dei danni all'ambiente, è necessario associare

¹³⁶ La tesi che si intende discutere in questo lavoro fa riferimento proprio a tale convinzione.

¹³⁷ In questa circostanza, le conseguenze del fenomeno di danno costituiscono una sorta di risposta dell'ecosistema all'evento.

riflessioni circa il trasferimento delle variazioni fisiche degli ecosistemi osservate in termini monetari¹³⁸.

In questo contesto, costituiscono elementi fondamentali di analisi la definizione della dose di inquinante realmente coinvolta, le modalità di risposta dell'ecosistema bersaglio e l'adozione di un modello economico di valutazione adeguato. Per stimare in termini monetari le perdite o i benefici dovuti a variazioni della qualità ambientale, è necessario dapprima aver concluso l'approfondimento dei processi biologici e fisici caratterizzanti l'ecosistema, aver ricostruito le interazioni di tali aspetti con le decisioni prese dagli agenti economici¹³⁹ e aver definito l'effetto finale di tali processi sul benessere della collettività¹⁴⁰ (Commissione Europea, 2003).

Per quanto riguarda la valutazione a livello macroeconomico dei costi e dei benefici legati all'introduzione di politiche ambientali¹⁴¹, le tecniche di valutazione indiretta¹⁴² sono molto utilizzate in quanto, trattandosi di situazioni nelle quali è richiesto di considerare un numero elevato di benefici di entità ridotta per i singoli cittadini ma di rilevanza per la collettività, tali metodologie di stima appaiono le sole percorribili. Inoltre, sono frequenti i casi in cui i benefici si realizzano con tempistiche e in luoghi non coincidenti con le iniziative messe in atto; per tale motivazione, risulterebbe inutile stimare i benefici ragionando in termini di percezione diretta da parte della comunità. Appare invece ragionevole giustificare un determinato intervento sulla base di un'analisi costi-benefici¹⁴³ nella quale considerare alla voce costi quelli esborsati per mettere in atto l'intervento di tutela e interpretare come benefici il valore stimato del danno evitato. In tale processo, emergono però alcuni aspetti di difficile gestione: l'isolamento, tra le molteplici cause che concorrono ad un fenomeno avverso e gli effetti che ne derivano, di quelli di interesse; la

¹³⁸ Generalmente, tale stima fa riferimento alla valutazione della variazione dei profitti per le imprese, dei guadagni o delle perdite di reddito per le famiglie attraverso l'analisi della funzione di utilità o di produzione.

¹³⁹ Intesi come consumatori e produttori.

¹⁴⁰ In letteratura, le applicazioni più frequenti della metodologia dose-risposta fanno riferimento alla stima di fenomeni di danno ad immobili, monumenti, vegetazione e fauna dovuti all'inquinamento atmosferico e idrico (Bresso 1997; ENI-ISVET 1972; OCDE, 1989).

¹⁴¹ A tal proposito si veda Costantini (2005), secondo il quale «le scelte di base di politiche di protezione ambientale che si applicano a beni ambientali globali, i cui benefici cioè interessano l'intera collettività e non un solo paese, dipendono strettamente dalla distribuzione dei benefici legati all'attività di protezione stessa», V. Costantini (dispense a cura di), *Crescita economica, commercio internazionale e ambiente naturale: dinamiche e interazioni*, Roma, 2005, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [<http://host.uniroma3.it>] e consultato in data 11 maggio 2011, pag. 10. Ciò significa che, ragionando in termini di crescita economica, commercio internazionale e protezione dell'ambiente naturale, la fattibilità di attività di conservazione delle risorse naturali è strettamente dipendente dall'entità dei costi e dei benefici correlati, e da come essi si distribuiscono tra i diversi paesi. Da questo elemento emerge come la questione dell'equità distributiva non rappresenti solo un problema di carattere etico, ma costituisca piuttosto il nodo centrale per la buona riuscita delle politiche di protezione ambientale su scala globale.

¹⁴² In tale categoria rientra il metodo del danno mancato discusso in questo capitolo.

¹⁴³ Si rimanda al paragrafo 4.4 per un approfondimento del tema.

costruzione della funzione di danno¹⁴⁴ specifica per quella fonte di inquinamento; l'individuazione e la conversione in termini monetari dei benefici netti derivanti dall'introduzione della politica che si intende analizzare.

La valutazione della convenienza economica dell'inserimento di nuove politiche in sistemi di governo del territorio e delle risorse naturali già consolidati costituisce materia di dibattito scientifico e metodologico (Department for Business Innovation & Skill, 2010; Department for Environmental Food and Rural Affairs, 2007).

In questo lavoro si intende riflettere sull'applicabilità del concetto di danno mancato alla stima della convenienza economica di politiche ambientali. In particolare, si intende fornire una proposta metodologica orientata a confrontare le spese per la prevenzione e il contenimento dei fenomeni di danno agli ecosistemi naturali con i costi da sostenere in assenza di tali azioni, ragionando sulla messa in opera di interventi di diversa natura ed intensità¹⁴⁵.

Per come è stato definito, il danno mancato o residuo è legato a valutazioni di natura ipotetica, in quanto si occupa di analizzare le conseguenze di situazioni che si escludono a vicenda, quali l'introduzione di determinate politiche da un lato e la loro rinuncia dall'altro.

Da qui la proposta metodologica di svolgere analisi di scenario, con l'obiettivo di sperimentare l'utilizzo di procedure consolidate per la valutazione degli impatti sugli ecosistemi naturali (Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001; Department for Environmental Food and Rural Affairs, 2007; European Commission, 2008) e dei disastri ambientali (Asian Development Bank and World Bank, 2009; Economic Commission for Latin America and the Caribbean, 2003; Ando *et al.* 2004; Universal Management Group, 2010; Government of Haiti *et. al.*, 2010) alla valutazione della convenienza economica di politiche di tutela.

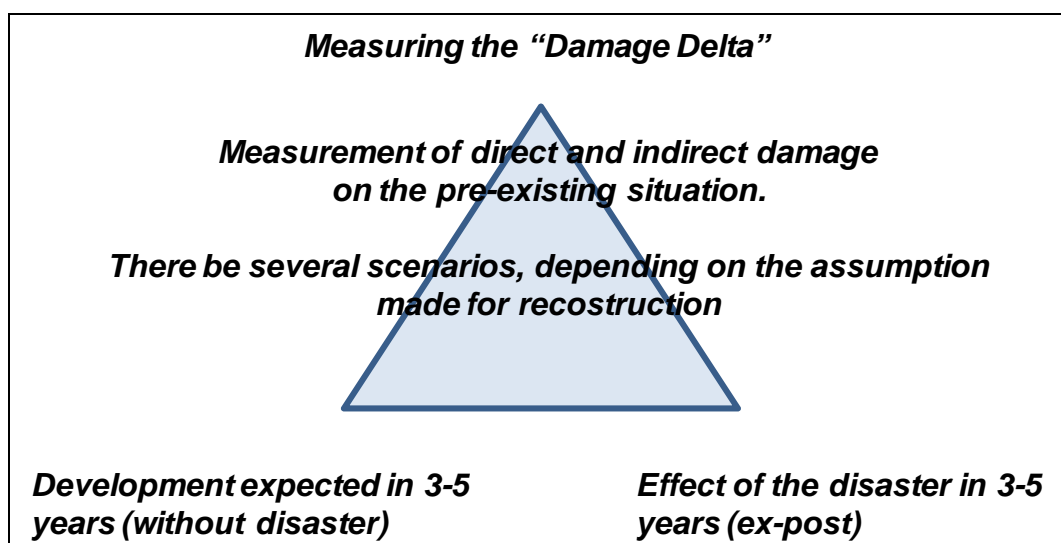
In tale contesto, si ritiene interessante riflettere sul concetto del cosiddetto "*Damage Delta*" (Fig. 4), definito in letteratura come un punto centrale dell'analisi *ex-post* di disastri ambientali: «*the overall assessment essentially measures a "delta" value, that is, the difference between the situation expected in the period before the disaster happened and the situation that the affected country or region is expected to experience as a result of the direct and indirect damage*»¹⁴⁶.

¹⁴⁴ E' questo un aspetto particolarmente complesso per alcune categorie di beni quali ad esempio le risorse naturali e la salute degli individui.

¹⁴⁵ Si rimanda al paragrafo 4.5 per un approfondimento di tali aspetti.

¹⁴⁶ Economic Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC), *Handbook for Estimating the Socio-economic and Environmental Effects of Disasters*, 2003, pag. 70.

Fig. 4 Il concetto di "Damage Delta"



(Fonte: nostra elaborazione da Economic Commission for Latin America and the Caribbean, pag. 70)

E' questo un ambito, parimenti a quello del danno mancato, nel quale è necessario operare attraverso analisi di scenario in quanto:

«there may be more than one ex-post disaster effects scenario, and several post-disaster alternatives may be identified according to the local capacity for recovery; the amounts of external assistance received; the overall macroeconomic, fiscal and commercial goals in pre-disaster programmes; the developing country's capacity to carry the debt required by the process; and any commitments that it might have with international financial institutions»¹⁴⁷.

Nella valutazione degli effetti dei disastri ambientali, tale "delta" si riferisce alle differenze che si riscontrano tra la situazione "with disaster" e quella "without disaster". Estendendo tali riflessioni al tema del danno mancato, diventano rilevanti i differenti costi relativi alla situazione in cui il fenomeno avverso è stato evitato grazie all'introduzione di determinate politiche e le conseguenze sull'ecosistema nell'ipotesi di non intervento¹⁴⁸.

¹⁴⁷ Economic Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC), opera citata, 2003, pag. 70.

¹⁴⁸ Generalmente, per stimare in termini economici il secondo termine di paragone, il riferimento è alle spese necessarie per il ripristino. In particolare, la finalità ultima di analisi di questo tipo è giustificare l'introduzione di politiche di tutela dimostrando la convenienza economica della prevenzione.

4.2 La valutazione della convenienza economica di politiche di tutela e prevenzione: cenni bibliografici

Dimostrare la convenienza economica di politiche di tutela e prevenzione è un modo per legittimarne l'applicazione e per giustificarne i costi. Si comprende l'utilità di tale operazione soprattutto attraverso la lettura del contesto economico attuale, nel quale la scarsità delle risorse a disposizione richiede investimenti ponderati e mirati. Come afferma Butler (2002), «*economics is the science of scarcity. Scarcity arises when there are insufficient resources to satisfy mankind's wants, implying that choices must be made between competing uses of those limited resources. Scarcity and the associated economic problem of choice arise in many sectors of the economy*»¹⁴⁹. In letteratura sono presenti numerosi studi caratterizzati da questa finalità. In particolare, a seconda degli obiettivi specifici di ciascuna applicazione, l'attenzione viene concentrata su una o più delle seguenti problematiche:

- valutare la convenienza economica di politiche di tutela e prevenzione da fenomeni di inquinamento agenti su singole componenti ambientali oppure sull'ecosistema nel complesso. Si tratta di definire costi e benefici legati all'introduzione delle politiche e di confrontarli con i costi da sostenere nel caso di mancato intervento (Brethour e Weersink, 2001; Carraro *et al.*, 2007; Cohn, 1993; Cowell e Apsimon, 1996; Gambarelli *et al.*, 2007; Gutrich *et al.*, 2007; Kramer *et al.*, 1995; Kremer *et al.*, 2000; Kucera *et al.*, 1993; Hanley e Spash, 1993; Hansoon *et al.*, 2008; Heywood, 1995; Huffaker *et al.*, 1976; Marangoni, 2005; McConnachie *et al.*, 2003; Myers, 1994; Mullen *et al.*, 1997; Pimentel *et al.*, 1992; Pimentel *et al.*, 1995; Pimentel *et al.*, 1997; Raven e Johnson, 1992; Tolsoy *et al.*, 1990; Wilson, 1994);
- quantificare il miglioramento delle *performance* produttive di un processo ottenuto grazie all'introduzione di una o più strategie di ottimizzazione nell'utilizzo delle risorse e valutarne le ricadute economiche (Chaaban *et al.*, 2004; Gasparini *et al.*, 2002; Guria, 1999; Sarkis e Cordeiro, 2001);
- valutare in termini economici politiche pubbliche di governo del territorio a carattere preventivo¹⁵⁰ (Butler, 2002; Johannesson e Johansson, 1997; Rajgopal *et al.* 2002).

¹⁴⁹ J. R. G. Butler, *Economic evaluations of screening programs: a review of methods and results*, Clinica Chimica Acta, 315, 2002, pag. 31.

¹⁵⁰ In questo ambito, una particolare attenzione è riservata ai settori della sicurezza stradale e della salute pubblica.

Pur nelle differenze derivanti dallo specifico problema decisionale su cui di volta in volta si è chiamati ad operare, la metodologia di riferimento per queste valutazioni è basata sull'ipotesi secondo cui la convenienza economica di una politica può essere definita solo confrontando le situazioni in presenza e in assenza di tale politica¹⁵¹. Gli strumenti di supporto in questo processo sono le già citate analisi costi-efficacia (CEA) e costi-benefici (ACB).

Nell'ambito delle riflessioni circa la valutazione della convenienza economica di politiche di tutela e prevenzione per l'ambiente naturale, il ventaglio delle possibili applicazioni è molto ampio, sia in termini di risorse considerate che di fenomeni analizzati¹⁵².

Cowell e Apsimon (1996) propongono una stima dei benefici economici ottenuti grazie a politiche di contenimento dell'inquinamento atmosferico, concentrando la loro attenzione su un aspetto specifico del fenomeno, ovvero la riduzione dei danni agli edifici in termini di deterioramento dei materiali e decremento della qualità estetica. In particolare, lo studio è finalizzato a definire la convenienza economica del Secondo Protocollo per la riduzione delle emissioni di zolfo (*Protocol on Further Reduction of Sulphur Emissions*)¹⁵³. I risultati della valutazione dimostrano come sia conveniente investire nella prevenzione piuttosto che intervenire a danno avvenuto, in quanto i costi sostenuti per garantire il funzionamento del Protocollo risultano inferiori rispetto a quelli che si sarebbero dovuti sostenere per riportare gli edifici alle condizioni originarie¹⁵⁴. Come dichiarano

¹⁵¹ Il riferimento è al modello metodologico "with/without" (Kramer *et al.*, 1995), nel quale si confrontano le condizioni di un sistema in presenza e in assenza di una determinata politica o scelta.

¹⁵² In linea generale, le applicazioni fanno riferimento alla definizione dei benefici economici derivanti dall'introduzione di politiche di miglioramento della qualità ambientale oppure alla quantificazione degli impatti evitati grazie al ricorso ad interventi di natura preventiva.

¹⁵³ Il Secondo Protocollo per la riduzione delle emissioni di zolfo (1994) è un documento sottoscritto dalla maggior parte dei paesi europei quale impegno per la diminuzione dei livelli emissivi di zolfo di una percentuale pari al 35% rispetto ai valori registrati nel 1990. Fa seguito al Primo Protocollo firmato nel 1985, nel quale l'impegno consisteva nel ridurre le emissioni di biossido di zolfo del 30% rispetto ai livelli registrati nel 1980 entro il 1993.

¹⁵⁴ Cowell e Apsimon propongono un metodo che si articola nelle seguenti fasi: misurazione dei livelli emissivi caratterizzanti il territorio, inventario dei materiali danneggiati, definizione della funzione di danno attraverso i dati raccolti *in situ*, valutazione economica dei danni per mezzo della stima dei costi di manutenzione, di ripristino e delle variazioni di benessere della popolazione coinvolta. In particolare, per il confronto tra costi di gestione del Protocollo e costi di ripristino, sono stati presi a riferimento i risultati di una ricerca precedente di natura simile (Kucera *et al.*, 1993). I risultati raggiunti da Cowell e Apsimon costituiscono una giustificazione in termini economici della necessità di introdurre politiche di contenimento dei fenomeni inquinanti. In realtà, nonostante le potenzialità teoriche dell'approccio da essi proposto, nella fase di applicazione sono sorte alcune difficoltà, alcune riconducibili alla natura stessa della metodologia e altre correlate alla tipologia di dati disponibili. Sono gli stessi autori ad affermare che «*all damage evaluations based on dose-response functions involve an inherent degree of uncertainty due to the complexity of the relationships which they attempt to characterise uniquely. In this study in particular the damage functions are derived mainly from subjective survey assessment of building damage, without any physical measurement of deterioration parameters [...]. A significant weakness in most economic evaluations using damage functions is the lack of behavioural content in the assumed response to damage. The decision to undertake maintenance actions depends on individual values, preferences and access to resources*», D. Cowell e H. Apsimon, *Estimating the cost of damage to buildings by acidifying atmospheric pollution in Europe*, Atmospheric Environment Vol. 30 No. 17, 1996, pag. 2964. Essi

esplicitamente i due autori, lo scopo ultimo della valutazione è supportare i decisori pubblici nell'individuazione di politiche ambientali nelle quali conviene investire e fornire risultati concreti a supporto dell'ipotesi secondo cui la prevenzione sia da preferire rispetto all'intervento a danno avvenuto.

La metodologia proposta prende spunto da un'altra applicazione simile nei contenuti e negli obiettivi, messa a punto qualche anno prima nell'ambito di un progetto di ricerca svedese (Tolstoy *et al.* 1990, Kucera *et al.* 1993)¹⁵⁵ per la definizione di un modello di stima dei danni da fenomeni corrosivi dovuti all'inquinamento atmosferico sugli edifici e la quantificazione in termini economici del danneggiamento.

Secondo Cowell e Apsimon, la definizione del degrado "evitato" e dei costi di ripristino e manutenzione conseguentemente risparmiati grazie all'introduzione del Protocollo permettono di quantificare i "mancati costi di danno", intesi come quel denaro che è stato possibile non esborsare. Tale cifra rappresenta in prima approssimazione il valore monetario attribuibile al Protocollo¹⁵⁶. In particolare, i risultati descrivono un quadro a favore delle strategie di prevenzione, in quanto i "mancati costi" riconducibili al danno evitato sono tali da costituire una dimostrazione della convenienza economica di politiche improntate alla riduzione alla sorgente dei fenomeni di inquinamento: *«the results obtained could have important implications for the political process of emission abatement planning. The savings on material damage alone would appear to compensate for a large proportion of the total cost of abatement»*¹⁵⁷.

Brethour e Weersink (2001) propongono uno studio degli impatti economici sul sistema agricolo dell'Ontario a proposito di un piano per la riduzione della quantità di pesticidi utilizzati nelle coltivazioni. Il lavoro si compone di due parti; nella prima, di natura prettamente economica, viene

sottolineano inoltre come sia problematico definire economicamente un danno quando la funzione che lo descrive non è lineare, in quanto, non potendo fare riferimento ad una correlazione univoca, il valore totale del costo calcolato è strettamente dipendente dalla risoluzione dei dati. A ciò si aggiunge il fatto che molto spesso i sistemi di monitoraggio carenti ed i costi per la raccolta e l'elaborazione dei dati proibitivi rendono impossibile raggiungere un grado di accuratezza tale da fornire risultati significativi. Ne deriva che in molti casi è necessario operare con semplificazioni tali da imporre una certa cautela nell'interpretazione dei dati.

¹⁵⁵ La metodologia è stata applicata a Stoccolma, Praga e Sarpsborg e presenta forti caratteri di innovazione, in quanto, partendo dai presupposti del modello dose-risposta, mira ad indagare le relazioni di causa-effetto esistenti tra fenomeni mediante la definizione della funzione di danno specifica per ogni situazione. In particolare, tale risultato viene raggiunto tramite una raccolta dati sui singoli edifici (approccio *on field*) che costituisce il superamento della definizione di relazioni generali tra livelli di inquinamento ipotizzati e conseguenti risposte dei materiali (approccio *on desk*).

¹⁵⁶ Secondo gli autori sussiste una differenza tra i costi per le spese di ripristino e la manutenzione ed i costi sociali di un evento di danno. In particolare, essi ritengono che i valori monetari definiti tramite il ripristino e la manutenzione sottostimino i costi reali dei danni in quanto gli elementi danneggiati presentano generalmente un valore di natura culturale che va oltre la mera stima degli aspetti materici (si pensi ad esempio ad edifici di importanza storica).

¹⁵⁷ D. Cowell e H. Apsimon, opera citata, 1996, pag. 2967.

svilupata un'ACB¹⁵⁸, mentre nella seconda l'attenzione è focalizzata sulla definizione del valore economico associato al concetto di "danno ambientale da pesticidi". In particolare, per dare vita ad un confronto diretto con gli *stakeholders*, gli autori sono ricorsi ad una Valutazione di Contingenza finalizzata alla determinazione della disponibilità a pagare (DAP) da parte dei consumatori per evitare l'insorgere di danni alle diverse componenti ambientali.

Nello studio proposto, Brethour e Weersink rielaborano e approfondiscono i risultati di una ricerca simile nella quale Mullen *et al.* (1997) si interrogano sul valore economico associato dalla popolazione a fenomeni di rischio per la salute umana e per l'ambiente riconducibili all'uso di pesticidi. Anche in questo caso la metodologia utilizzata è la Valutazione di Contingenza, per mezzo della quale è stata indagata la DAP da parte dei soggetti intervistati per evitare la contaminazione di determinati ortaggi¹⁵⁹.

Gutrich *et al.* (2007) propongono una riflessione sulla convenienza economica di politiche orientate a scongiurare l'invasione del territorio delle Hawaii da parte di una particolare tipologia di formica¹⁶⁰. Lo studio si concentra sull'analisi di potenziali scenari di sviluppo del fenomeno, ciascuno dei quali caratterizzato da livelli di efficacia delle operazioni di mitigazione e tempistiche di realizzazione differenti e dal verificarsi di danni economici di diversa entità¹⁶¹. Come dichiarato dagli autori stessi, lo scopo ultimo della valutazione è fornire ai *decision makers* uno strumento di confronto per discutere in termini economici le diverse soluzioni al problema dell'invasione della formica. In particolare, le alternative prospettate fanno riferimento al mantenimento della situazione presente (ipotesi di non intervento), alla messa in opera di interventi puntuali ed

¹⁵⁸ Per valutare la convenienza economica delle politiche di riduzione dei pesticidi, gli autori hanno operato un confronto tra costi per l'implementazione e benefici che ne derivano, da un lato, e costi di abbattimento nel caso di utilizzo, dall'altro, facendo riferimento a diversi scenari in termini di quantità e tipologia di prodotto.

¹⁵⁹ Per la determinazione della DAP, è stato analizzato un campione di 3000 individui scelti tra la popolazione locale. Essi sono stati interrogati circa la cifra economica da loro ritenuta adeguata per scongiurare determinati livelli di contaminazione.

¹⁶⁰ Si tratta della cosiddetta "formica di fuoco rossa" (*Invicta di Solenopsis*). Essa viene identificata con l'acronimo RIFA (*Red Imported Fire Ant*) per distinguerla dalla formica di fuoco nera e dalla formica di fuoco locale; costituisce una specie molto diffusa in America.

¹⁶¹ Tali aspetti sono approfonditi attraverso un'ACB. In particolare, nella categoria dei benefici gli autori includono i mancati costi per la scongiurata invasione (costi legati all'eradicazione, al controllo delle popolazioni *etc.*) e le ricadute positive in termini economici per la salvaguardia di settori che altrimenti ne avrebbero risentito. Secondo tale griglia valutativa, interventi di natura personale, non strutturati e non inseriti in una programmazione più ampia, sono da interpretare come danni, in quanto gravano economicamente sul singolo individuo. Diverso è invece il caso di interventi strutturati derivanti da uno sforzo coordinato a livello governativo che, ammortizzati i costi di realizzazione, rappresentano per la comunità un beneficio. Secondo gli autori, per poter disporre di una valutazione dei costi di un'eventuale invasione da parte della formica realmente esaustiva, essa andrebbe approfondita includendo nell'analisi anche gli effetti sulla biodiversità e in particolare sulle specie endemiche. Tali aspetti andrebbero inoltre convertiti in termini monetari.

all'ipotesi di una programmazione strutturata della prevenzione. Ragionando in ottica di rapporto costi-benefici per i diversi scenari prospettati, emerge un quadro a favore dell'intervento preventivo.

Nell'ambito di politiche di tutela per le risorse naturali, un ruolo fondamentale è rivestito dall'istituzione delle aree protette che, per definizione, sono orientate alla gestione sostenibile del territorio e all'integrazione tra conservazione delle risorse naturali e culturali da un lato e sviluppo economico, sociale e turistico dall'altro. Secondo l'International Union for Conservation of Nature (IUCN) si intende per area protetta «*a clearly defined geographical space, recognised, dedicated and managed to achieve the longterm conservation of nature, associated ecosystem services and cultural values*»¹⁶².

Nonostante la condivisione di tale definizione da parte della comunità scientifica, il dibattito su quale sia effettivamente il ruolo dei parchi all'interno del modello attuale di sviluppo e di quale sia stata la sua evoluzione¹⁶³ nel tempo è tutt'ora in corso. La letteratura di settore fornisce numerosi spunti di riflessione in merito (Gambino *et al.*, 2008; Gambino, 2009; IUCN, 1994; IUCN, 2003; IUCN, 2004; IUCN-WCPA, 2007; IUCN, 2008a, 2008b, 2008c; Philips, 2003).

Un aspetto su cui si è concordi è che l'istituzione di un'area protetta determina sul territorio di riferimento numerose ricadute positive, non solo per quanto riguarda la conservazione delle risorse naturali e culturali, ma anche in termini di sviluppo locale. Come affermano Kramer *et al.* (1995), «*establishment of protected areas provides a variety of benefits*»¹⁶⁴. La necessità di

¹⁶² IUCN, *Guidelines for applying protected area management categories*, Draft of revised guidelines, 2008a.

¹⁶³ Sono passati cento anni dalla prima volta in cui si è parlato di parchi nazionali in Europa: era infatti l'inizio del 1900 quando in Svezia furono istituite le prime aree protette. Dopo questa esperienza, ne seguirono molte altre, fino ad arrivare alla situazione attuale che vede le AP quali attori fondamentali nel governo del territorio; in particolare l'Italia si è dimostrata da subito attiva in tal senso, introducendo questo soggetto istituzionale tra il 1922 e il 1923. Nell'ultimo secolo, è mutato profondamente il rapporto tra uomo e natura, con il sorgere di nuove problematiche ambientali da un lato e l'evoluzione della ricerca scientifica dall'altra, ricerca che nel tempo ha saputo proporre soluzioni e strategie sempre più efficaci e innovative: quello che ne deriva è la configurazione di dinamiche di governo del territorio sempre più complesse. In questo contesto, anche i parchi hanno visto ridefinire il proprio ruolo, diventando sempre più soggetti attivi nella risoluzione di problemi su larga scala, quali ad esempio la lotta al cambiamento climatico e la conservazione della biodiversità. In particolare, si è assistito ad una sorta di evoluzione del modo di intendere il rapporto tra chi gestisce le aree protette, chi ne usufruisce come visitatore e chi le abita; sono cambiati i ruoli attribuiti al turismo, allo sviluppo economico e sociale all'interno dei territori protetti, è variata l'entità dei contributi che le aree protette devono fornire nel processo di pianificazione. Con la diffusione del concetto di sviluppo sostenibile, non solo non è venuto meno il ruolo delle AP quali laboratori di sperimentazione di rapporti più armonici tra gruppi umani e ambienti naturali, ma anzi si è rafforzato: le aree protette rappresentano sempre più un enorme investimento collettivo, un patrimonio dell'umanità che è in continua evoluzione e che deve essere costantemente reinterpretato alla luce delle nuove esigenze ambientali e culturali che via via si configurano (Cimnaghi, 2010).

¹⁶⁴ R. A Kramer *et al.*, *Ecological and Economic Analysis of Watershed Protection in Eastern Madagascar*, Journal of Environmental Management n. 49, 1995, pag. 279.

valutare la convenienza economica del processo di creazione di un'area protetta richiede di associare ai benefici che ne derivano un valore economico. A tal proposito, lo strumento utilizzato in letteratura è l'analisi costi-benefici da applicare al confronto tra due scenari, quello in presenza e in assenza del parco oggetto della valutazione. La definizione delle variazioni che sussistono tra le due condizioni¹⁶⁵ permette di comprendere quali siano effettivamente gli impatti di un'area protetta sulla qualità delle risorse ambientali, sul benessere della popolazione e sull'economia locale e di giungere ad una stima del valore economico di tali elementi.

Nel contesto generale descritto, sono numerosi gli studi orientati ad analizzare aspetti di natura puntuale in specifiche aree protette. In particolare, trattandosi di applicazioni a scala locale, tali lavori sono stati in grado di restituire analisi di dettaglio circa benefici, costi e ricadute sul territorio di riferimento (Kramen *et al.*, 1995; Kremen *et al.* 2000).

Kramer *et al.* (1995), ad esempio, analizzano il ruolo dei parchi in Madagascar rispetto all'obiettivo della protezione del territorio dalle inondazioni secondo due differenti punti di vista, quello economico e quello ecologico. Si tratta di uno studio a forte carattere innovativo, in quanto si propone di integrare aspetti di diversa natura (ambientale, economico, sociale e culturale) al fine di comprendere le interazioni esistenti tra attività umane e sistema ambientale. La metodologia utilizzata fa riferimento all'individuazione degli impatti positivi e negativi dell'istituzione dei parchi, secondo il già citato approccio "con parco/senza parco"¹⁶⁶. Da una prima analisi dei risultati della ricerca emerge che la presenza delle aree protette, grazie alle azioni di tutela delle risorse naturali e di limitazione allo sfruttamento dei suoli e alla deforestazione che competono loro, sono in grado di apportare un notevole contributo verso il contenimento dei fenomeni di inondazione¹⁶⁷. In questo senso, lo scenario "con parco" costruito dagli autori è caratterizzato dall'assenza sul territorio e sull'ecosistema di quei segni e di quegli impatti che sono invece presenti nello scenario "senza parco": «*in the "without park" case, the flooding damage would amount to a sizeable economic loss. In the "with park" case, these losses are considerably diminished. Thus, any estimation of benefits of the park creation must include this loss prevention*»¹⁶⁸.

Pur tralasciando in questa sede l'approfondimento dei benefici in termini di conservazione e tutela della biodiversità, che invece andrebbero presi in considerazione per restituire un quadro

¹⁶⁵ Il riferimento è al cosiddetto approccio "with/without park" (Kramer *et al.*, 1995).

¹⁶⁶ Sono gli stessi autori ad affermare che «*the entire analysis can be interpreted in a "with and without park" framework*», R. A. Kramer *et al.*, opera citata, 1995, pag. 280.

¹⁶⁷ Un elemento da tenere in considerazione in queste analisi è che non sempre gli individui su cui gravano i costi di operazioni o le politiche di tutela sono i medesimi che ne beneficiano.

¹⁶⁸ R. A. Kramer *et al.*, opera citata, 1995, pag. 280.

esaustivo degli impatti positivi sul territorio delle aree protette, i risultati che emergono meritano comunque una riflessione in termini di convenienza economica. Confrontando i costi ed i benefici relativi alle situazioni “presenza/assenza del parco”, la quantità di denaro risparmiata da parte della società è circa pari a \$126.700¹⁶⁹. In particolare, tale cifra deriva dalla stima dei costi che si sarebbero dovuti sostenere per ripristinare le condizioni precedenti ad un’ipotetica inondazione: *«this amount is simply the difference between the aggregate total expected loss associated “with and without park” scenarios; this difference is therefore the monetary values of the watershed protection benefits of the park»*¹⁷⁰.

Si tratta di una cifra ingente, ma che non può essere considerata il valore economico delle aree protette nel Madagascar, in quanto il riferimento è esclusivamente al ruolo di protezione dalle inondazioni, mentre andrebbero contemplati anche gli aspetti legati alla conservazione delle risorse naturali¹⁷¹.

Altri autori hanno indagato il tema. Hansoon *et al.* (2008), ad esempio, utilizzano l’ACB per riflettere sulla convenienza economica di strategie finalizzate al contenimento dei fenomeni naturali di inondazione invocando i principi base delle analisi per i disastri ambientali: *«there is a need for coordinated efforts in efficient and effective countermeasure selection based on the evaluation of pre and post event strategies»*¹⁷² [...]; *it would be fruitful for insurers to be able to consider, through simulation, whether an economic contribution to the construction and maintenance costs of structural measures would reduce their final losses from catastrophic events»*¹⁷³.

Kremen *et al.* (2000) propongono invece una stima della convenienza economica di interventi di conservazione e tutela a favore delle foreste Masoala in Madagascar, basata sul livello di assorbimento delle emissioni inquinanti da parte della vegetazione¹⁷⁴. Lo scopo ultimo del lavoro è

¹⁶⁹ Nonostante lo studio costituisca un riferimento interessante nel panorama delle valutazioni economiche riguardanti le aree protette, esso presenta alcuni elementi di incertezza nei dati raccolti e negli scenari proposti che impongono una certa cautela nell’interpretazione dei risultati. Secondo gli autori stessi, una strada per risolvere tale problematica è quella di ricorrere ad un’analisi di sensitività: *«in order to introduce uncertainty in a systematic way into our analysis, we used sensitivity analysis. In project assessments, sensitivity analysis is a useful means to consider the impacts of uncertainty, particularly when there is insufficient information to estimate probability distribution of key variables»*. R. A. Kramer *et al.*, opera citata, 1995, pag. 287.

¹⁷⁰ R. A. Kramer *et al.*, opera citata, 1995, pag. 287.

¹⁷¹ Si può quindi ipotizzare un valore economico delle aree protette più elevato.

¹⁷² K. Hansoon *et al.*, *A framework for evaluation of flood management strategies*, *Journal of Environmental Management*, 86, 2008, pag. 465.

¹⁷³ K. Hansoon *et al.*, opera citata, 2008, pag. 472.

¹⁷⁴ L’ipotesi da cui partono gli autori è che l’istituzione di un parco quale politica di tutela garantisca la conservazione delle foreste presenti sul territorio e permetta di godere di benefici in termini di assorbimento dei gas serra.

validare in termini economici le politiche di carattere locale e nazionale caratterizzate da evidenti ricadute positive sull'ambiente¹⁷⁵.

La metodologia utilizzata fa riferimento all'analisi costi-benefici applicata alle due situazioni "tutela presente/tutela assente". Quello che emerge dallo studio è che «*the loss of Masoala's forests would be a significant economic cost to the International community (\$68 million to \$645 million). We estimate their global value on the basis of the damage avoided by preventing greenhouse gas emissions from the deforestation that would otherwise occur without Integrated Conservation and Development Program*»¹⁷⁶. A tale beneficio economico calcolato devono essere aggiunte le funzioni di mantenimento e conservazione delle risorse naturali, che, come si è detto, sono caratterizzate da un alto valore economico, pur nell'impossibilità talvolta di quantificarlo. «*The case study suggests that the conservation and sustainable use approach could provide significant economic benefits at all scales. At the national scales, however, where decisions about conservation are generally made, large-scale logging currently provides better economic returns*»¹⁷⁷.

A supporto della necessità di conservare la biodiversità anche per risvolti di natura economica, Pimentel *et al.* (1997) hanno condotto uno studio finalizzato alla stima dei benefici derivanti dalla tutela dell'ambiente¹⁷⁸, provando a quantificare in termini economici i "servizi" che la natura è in grado di fornire¹⁷⁹. Ne emerge un quadro nel quale, nonostante i costi elevati da affrontare per l'applicazione di alcune politiche di tutela specifiche, è economicamente conveniente operare nella direzione della conservazione e della tutela delle risorse ambientali. Come affermano gli autori stessi,

«some aspects of conserving biodiversity are expensive, although they may return important dividends. For examples, as of 1993, \$20 million had been spent on research and conservation to save the California condor (Cohn, 1993), and the cost of possible measures to protect salmon in the Snake and Columbia Rivers has been estimated at \$211 million (US General Accounting Office, 1993). Moreover, the costs of rearing even a no endangered bird species such as those that are typically killed in oil spills can be highly expensive. For instance,

¹⁷⁵ A tal proposito, secondo gli autori, «*conservation is most likely to succeed when benefits outweigh costs at the scales of all relevant decision-makers*», C. Kremen *et al.*, opera citata, 2000, pag. 1829.

¹⁷⁶ C. Kremen *et al.*, opera citata, 2000, pag. 1831.

¹⁷⁷ C. Kremen *et al.*, opera citata, 2000, pag. 1831.

¹⁷⁸ Lo studio ha come obiettivo principale l'incremento della consapevolezza da parte della comunità scientifica e della popolazione di quali siano i servizi essenziali che le diverse specie naturali sono in grado di fornire al genere umano.

¹⁷⁹ Tra questi aspetti emergono come fondamentali la produzione di biomassa, il riutilizzo della materia organica, la formazione di suolo fertile, la fissazione dell'azoto, la fitodepurazione, la conservazione del patrimonio genetico, il controllo biologico degli infestanti, i processi di impollinazione, le possibilità offerte all'ecoturismo, la produzione di sostanze curative e di cibo, lo stoccaggio dell'anidride carbonica.

the cost of replacing a bird that was killed by the Exxon Valdez oil spill was an average of \$800 per bird. Obviously, this type of conservation of biodiversity is extremely costly. Other types of resources conservation not only protect biodiversity, but also provide significant economic dividends at the same time»¹⁸⁰.

In uno studio di due anni prima, Pimentel *et al.* (1995), avevano proposto modelli valutativi sui costi legati all'erosione del suolo e sui benefici derivanti da politiche di conservazione della risorsa. La metodologia utilizzata è nuovamente l'ACB; il rapporto benefici/costi che ne deriva è pari a 5,24, a sostegno della convenienza economica di tutelare le risorse ambientali: «*given that erosion causes about \$44 billion in damages each year, it would seem that a \$8,4 billion investment to reduce erosion is a small price to pay. For every \$1 invested, \$5,24 would be saved*»¹⁸¹.

McConnachie *et al.* (2003) propongono un'applicazione dell'ACB all'interno del processo valutativo di politiche di gestione del patrimonio biologico¹⁸².

Lo studio si concentra in particolare sulla definizione della quantità di denaro risparmiato grazie alla realizzazione di programmi di controllo biologico di natura sistematica per prevenire l'insorgere di patologie a danno dell'ambiente naturale. I risultati che emergono sono a favore della prevenzione programmata, a supporto dell'ipotesi secondo cui è economicamente conveniente evitare l'insorgere di un danno piuttosto che intervenire *ex-post*. Nello specifico, gli autori si concentrano su un programma sviluppato per controllare e gestire la diffusione nel Sud Africa della specie vegetale *azolla filiculoides*¹⁸³ e per la conservazione del suo ambiente di sviluppo¹⁸⁴.

La definizione del rapporto benefici/costi per la valutazione di politiche e progetti di natura biologica costituisce una procedura consolidata. Sono numerose le applicazioni sviluppate dagli anni '30 in poi¹⁸⁵ per la stima della convenienza economica di politiche¹⁸⁶ di controllo della

¹⁸⁰ D. Pimentel *et al.*, *Economic and Environmental benefits of Biodiversity*, Bioscience, vol. 47, N. 11, 1997, pag. 754.

¹⁸¹ D. Pimentel *et al.*, *Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits*, Science, New Series, Vol. 267, No. 5201, 1995, pag. 1121.

¹⁸² Per giungere a definire la convenienza economica di determinate strategie, essi operano un confronto tra gli scenari "con e senza politica".

¹⁸³ L'*Azolla filiculoides* è una pianta acquatica galleggiante originaria delle zone tropicali e subtropicali del pianeta; appartiene alla famiglia delle *Azollaceae*.

¹⁸⁴ Si perviene ad un valore economico delle politiche di tutela analizzate pari a US\$589 per ettaro per anno, con un rapporto benefici/costi del 2,5 per quanto riguarda il 2000, del 13 per il 2005 e addirittura del 15 per l'anno 2010, a testimonianza del fatto che la convenienza economica è più marcata sul lungo periodo. Tale valore è stato calcolato prendendo a riferimento come momento iniziale il 1995 e come tasso di sconto l'8%. I dati raccolti ed elaborati sono relativi all'anno 2000.

¹⁸⁵ Secondo gli autori, la diffusione di tali studi è notevole ma, per garantire valutazioni più complete, sarebbe necessario includere nelle analisi anche riflessioni inerenti i benefici di natura intangibile.

¹⁸⁶ Precedere ad analisi di questo tipo riflessioni in termini di costi-efficacia delle diverse politiche di controllo permette di giungere ad una gerarchia di interventi in base alla quale concentrare gli approfondimenti economici solo sull'alternativa vincente.

diffusione di determinate specie vegetali ed animali (Huffaker *et al.*, 1976). Gli autori stessi sottolineano l'utilità di valutazioni di questa natura nel processo di allocazione delle risorse economiche a disposizione per il governo del territorio e la tutela dell'ambiente:

«Benefit-costs calculation have the additional benefit of expressing the costs of control in terms of the efficacy of control, and thus in terms of the potential economic losses that will be avoided»¹⁸⁷. [...] The development of an economic approach to evaluating environmental management programs, plans and project is helpful when evaluating alternative methods of environmental management and policy. Although the limitations of cost-benefit analysis are well documented, it is still a very useful method to present the impacts of a project on the environmental in a systematic way»¹⁸⁸.

Nel panorama nazionale, un'interessante applicazione dell'analisi costi-benefici è stata sviluppata dal Consorzio Nazionale Recupero e Riciclo degli Imballaggi a base di Cellulosa (Marangoni, 2011) con l'obiettivo di approfondire gli aspetti della convenienza economica delle politiche di gestione dei rifiuti messe in atto sul territorio italiano negli ultimi sei anni (2005-2011). In particolare, la consapevolezza di quanto la raccolta differenziata di carta e cartone abbia inciso positivamente sul bilancio nazionale, ha fatto emergere nei tecnici coinvolti l'esigenza di associare a tale sensazione positiva un valore economico. Nella definizione dei benefici e dei costi da quantificare sono stati presi in considerazione sia gli effetti tangibili delle politiche di raccolta differenziata (dati economici veri e propri) che quelli di natura intangibile (aspetti sociali ed ambientali correlati)¹⁸⁹. I risultati di tali analisi giustificano l'attuazione del programma in tutte le sue parti, in quanto emerge che negli ultimi sei anni la raccolta differenziata ha prodotto in Italia un saldo positivo pari a 610.783.550 euro¹⁹⁰.

L'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (Carraro *et al.*, 2007), ha approfondito il tema della valutazione economica degli impatti dei cambiamenti climatici sull'ambiente e delle relative misure di adattamento per quanto riguarda il territorio italiano. In particolare, lo scopo dello studio è giungere ad indicatori economici che sappiano individuare il limite di spesa fino al quale ha senso intervenire per mitigare i danni¹⁹¹. L'analisi parte dalla

¹⁸⁷ A. J. McConnachie *et al.*, *Economic evaluation of the successful biological control of azolla filiculoides in South Africa*, *Biological Control*, 28, 2003, pag. 26.

¹⁸⁸ A. J. McConnachie *et al.*, opera citata, 2003, pag. 30.

¹⁸⁹ I costi presi in considerazione fanno riferimento alla gestione complessiva del sistema della raccolta differenziata, mentre i benefici sono riconducibili al mancato consumo di energia per lo smaltimento dei rifiuti riciclati, al valore delle materie prime risparmiate, alle emissioni evitate, ai benefici sociali derivanti dall'occupazione generata.

¹⁹⁰ Si tratta di una cifra capace di rendere il sistema autosufficiente.

¹⁹¹ Stimando l'impatto economico di determinati fenomeni di danno è possibile definire, almeno in termini di ordine di grandezza, un elemento di paragone rispetto al quale confrontare gli investimenti da mettere in campo per la mitigazione.

definizione dei cosiddetti “costi di inazione”¹⁹², e delle opzioni di adattamento al fenomeno proposte per il territorio nazionale¹⁹³ con finalità di natura operativa, in quanto mira alla definizione delle strategie di gestione più efficaci. A tal fine, si è reso necessario quantificare i costi ed i benefici correlati alle diverse operazioni, dove con costi si intende il valore monetario dei progetti e delle politiche messe in atto per stimolare fenomeni di adattamento al cambiamento climatico, mentre per benefici si intende l’ammontare della quota di danno ambientale evitato grazie a tali interventi¹⁹⁴.

Un punto di debolezza della metodologia proposta è la carenza di dati disponibili; nonostante ciò, il tentativo di quantificare in termini economici i danni del cambiamento climatico sull’ambiente e l’economia fornisce interessanti spunti di riflessione (Gambarelli *et al.*, 2007). Il rapporto tra costi per gli interventi e politiche di mitigazione e adattamento, da un lato, ed entità del danno residuo, dall’altro, presenta un andamento inversamente proporzionale, in quanto maggiori sono gli investimenti messi in campo per l’implementazione di politiche ambientali specifiche, più contenuto è il danno e viceversa¹⁹⁵. Da un punto di vista economico conviene procedere con

¹⁹² I costi di inazione sono quei costi che devono essere sostenuti a danno avvenuto nel caso in cui non si sia intervenuti in maniera preventiva sugli effetti del cambiamento climatico. Vengono interpretati come costi sociali, in quanto ricadono sulla società.

¹⁹³ Con strategie di adattamento si intendono «quelle azioni che hanno l’obiettivo di minimizzare le conseguenze negative ed i danni causati da possibili cambiamenti climatici, sia ai sistemi naturali che a quelli socio-economici», C. Carraro *et al.*, *La valutazione degli impatti dei cambiamenti climatici in Italia e delle relative misure di adattamento*, rapporto relativo alla Conferenza Nazionale sui Cambiamenti Climatici, Roma, 12-13 settembre 2007, in collaborazione tra Agenzia per la Protezione dell’Ambiente e per i Servizi Tecnici e il Centro Euro-Mediterraneo per i Cambiamenti Climatici, 2007, documento scaricabile all’indirizzo *internet* [www.apat.gov.it/site/_files/Doc_clima/Rapporto_sintesi_finale_new.pdf] e consultato in data 11 maggio 2011, pag. 28.

¹⁹⁴ Il riferimento è al danno mancato. In particolare, i costi degli impatti del cambiamento climatico sull’ambiente e sulla produttività comprendono i costi degli interventi attuati per la mitigazione o l’adattamento agli effetti e il valore del danno residuo, come si evince dalla relazione che segue:

$$Ccc = Cm + Ca + Dr$$

dove:

Ccc = costi del cambiamento climatico;

Cm = costi da sostenere per realizzare interventi di mitigazione;

Ca = costi per l’implementazione di strategie di adattamento;

Dr = danno residuo, Carraro *et al.*, 2007, opera citata, pag. 28.

Per valutare i benefici di una strategia di adattamento è necessario conoscere il valore del danno totale dovuto al cambiamento climatico e la percentuale di danno che è possibile evitare grazie a tale strategia. In particolare, la definizione del valore del danno totale è possibile solo ricostruendo gli impatti fisici sull’ambiente e assegnando loro un valore monetario. Subentrano però in questa fase alcune problematiche: non esistono dati ufficiali e consolidati a scala nazionale o regionale su quali siano gli impatti sui sistemi naturali ed antropici dei cambiamenti climatici e, quand’anche fosse possibile una loro individuazione e quantificazione in termini fisici, non è banale la conversione in termini monetari.

¹⁹⁵ In particolare, in assenza di misure di mitigazione e adattamento, il danno totale riconducibile ai cambiamenti climatici fornisce una misura dei costi di inazione. Per valutare i benefici netti delle politiche attuate, è necessario calcolare la differenza in termini di costi tra le situazioni “con e senza intervento”.

strategie di adattamento se i costi totali necessari per metterle in atto sono minori dei benefici totali che ne derivano. Tali elementi positivi derivano dalla somma dei benefici in termini di danno evitato (Ba) e dei benefici aggiuntivi che sono riconducibili all'adattamento stesso (Ba agg)¹⁹⁶, come si capisce dalla seguente relazione:

$$Ca < Ba + Ba \text{ agg.}^{197}$$

La valutazione della convenienza economica di strategie tramite il confronto tra le situazioni "con e senza realizzazione" è perseguita anche in contesti di ricerca scientifica molto diversi rispetto a quelli della tutela ambientale.

Chaaban *et al.* (2004), ad esempio, utilizzano l'ACB per la valutazione di diverse opzioni tecnologiche di riduzione delle emissioni provenienti da impianti energetici¹⁹⁸.

Ricco di approfondimenti è anche l'ambito di politiche inerenti la sanità pubblica: «*the most common method of economic evaluation is cost-effectiveness analysis, where the costs are measured in monetary terms and the health effects in non monetary terms, e.g. life-years or quality-adjusted life-years (QALYs) gained. Cost-effectiveness analysis is based on maximizing the health effects for the costs we spend on the health care programmes*»¹⁹⁹.

In tale contesto, l'utilizzo di ACB e CEA è soprattutto indirizzato alla valutazione economica di programmi di diagnosi, con l'obiettivo di fornire una risposta alla domanda: "a quale costo?"²⁰⁰.

Per quanto riguarda la valutazione della convenienza economica di programmi di prevenzione in campo sanitario, Rajgopal *et al.* (2001) propongono un approfondimento in merito all'Expanded Food and Nutrition Education Program (EFNEP)²⁰¹. In particolare, per mezzo dell'analisi costi-benefici essi mostrano come, al di là degli aspetti etici, sia conveniente in termini economici limitare preventivamente l'insorgere di malattie croniche piuttosto che intervenire a posteriori

¹⁹⁶ La somma di Ba e Ba agg. rappresenta il beneficio totale riconducibile al verificarsi dell'adattamento.

¹⁹⁷ G. Gambarelli *et al.*, *La desertificazione, i costi di inazione e la valutazione delle opzioni di adattamento nel cambiamento climatico*, rapporto relativo alla Conferenza Nazionale sui Cambiamenti Climatici, Roma, 12-13 settembre 2007, in collaborazione tra Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici e il Centro Euro-Mediterraneo per i Cambiamenti Climatici, 2007, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [www.apat.gov.it/site/_files/Doc_clima/Rapporto_sintesi_finale_new.pdf] e consultato in data 11 maggio 2011, pag. 30.

¹⁹⁸ Per completezza, gli autori incorporano nel modello una valutazione dei danni ambientali causati dalle diverse alternative prese in considerazione.

¹⁹⁹ M. Johannesson e P. Johansson, *A note on prevention versus care*, *Health Policy*, 41, 1997, pag. 181.

²⁰⁰ Il riferimento è alla determinazione della somma di denaro necessaria per scongiurare in modo preventivo il diffondersi di determinate malattie e al confronto con i costi che sarebbero da sostenere a diffusione avvenuta.

²⁰¹ «*The Expanded Food and Nutrition Education Program (EFNEP) is designed to assist limited resource audiences in acquiring the knowledge, skills, attitudes, and changed behavior necessary for nutritionally sound diets, and to contribute to their personal development and the improvement of the total family diet and nutritional well-being*», Fonte: [http://www.csrees.usda.gov/nea/food/efnep/efnep.html].

una volta che il problema si sia manifestato. Tale risultato è in grado di supportare i decisori nella fase di giustificazione dell'utilizzo di fondi pubblici²⁰²: «*a positive result of any size in CBA should be gratifying to program sponsors and leaders*»²⁰³.

Queste metodologie sono applicate anche per ricostruire la relazione tra incremento delle *performance* ambientali e aumento della produttività nei processi produttivi. In particolare, dall'analisi dei risultati proposti in letteratura per numerosi comparti aziendali, emerge come la prevenzione nei confronti dell'inquinamento²⁰⁴ sia da preferire in termini di convenienza economica rispetto ad interventi di gestione delle esternalità ambientali²⁰⁵ a valle dei processi di produzione. Tale convenienza assume un ruolo decisivo soprattutto nel lungo periodo, in quanto spesso si ragiona in termini di investimenti con tempi di ammortamento medio-lunghi.

La necessità di giungere ad un'efficace allocazione delle risorse pubbliche a disposizione è stringente anche per quanto riguarda l'ambito della sicurezza stradale.

Secondo alcuni autori, in tale settore, come del resto in tutte le altre discipline citate, «*cost-benefit analysis is used to justify the investment of public money and to establish priority between projects*»²⁰⁶.

L'applicazione dell'ACB al comparto della sicurezza stradale in termini di riduzione degli incidenti stradali e miglioramento delle infrastrutture viarie, richiede di convertire in moneta elementi che per loro natura non sono espressi in tale unità. Si pensi ad esempio alla possibilità di risparmiare tempo, all'incremento della sicurezza al volante, alla riduzione degli incidenti e alla limitazione del traffico. A tale esigenza metodologica vengono in aiuto le tecniche di valutazione che si basano sulla disponibilità a pagare o a ricevere una compensazione.

Anche per quanto concerne questo aspetto di governo del territorio, gli esiti sono a favore della prevenzione in quanto vantaggiosa a livello economico, oltre che eticamente preferibile.

²⁰² Gli autori sottolineano la difficoltà riscontrata nel separare gli effetti dei singoli programmi e dei singoli progetti nell'ambito delle informazioni generali a disposizione.

²⁰³ R. Rajgopal *et al.*, *Cost-Benefits Analysis Indicates the Positive Economics Benefits of the Expanded Food and Nutrition Education Program Related to Chronic Disease Prevention*, *Journal of Nutrition Education and Behavior*, Volume 34, n. 1, 2002, pag. 35.

²⁰⁴ Il riferimento è ad interventi diretti sulla sorgente inquinante.

²⁰⁵ Tale convenienza assume un ruolo decisivo per quanto concerne i rifiuti: è indubbiamente conveniente limitarne la produzione piuttosto che agire a valle con operazioni di riciclaggio e smaltimento.

²⁰⁶ E. Hauer, *Computing what the public wants: some issue in road safety cost-benefit analysis*, *Accident Analysis and Prevention*, 43, 2011, pag. 151.

4.3 L'oggetto della valutazione: danno a specie ed *habitat* naturali protetti, alle acque e al terreno

Come riportato nel capitolo 2, la legislazione italiana in materia di danno all'ambiente si applica a tre componenti specifiche del sistema naturale, quali specie ed *habitat* naturali protetti, acque interne e costiere e terreno.

In particolare, per definire cosa si intenda per specie ed *habitat* naturali protetti, il riferimento fondamentale è la *Direttiva 92/43/CEE del Consiglio relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche*, la cosiddetta *Direttiva Habitat*. Lo scopo principale di questo strumento normativo è contrastare il continuo degrado degli *habitat* naturali e le minacce che gravano sulle specie animali e vegetali di interesse comunitario (Sindaco *et al.*, 2009). A tal fine, essa impone l'adozione di misure tese ad assicurare il mantenimento o il ripristino in uno stato di conservazione²⁰⁷ soddisfacente²⁰⁸ delle risorse coinvolte.

L'atto comunitario nasce dalla volontà condivisa a livello europeo di promuovere il mantenimento della biodiversità²⁰⁹, pur nella consapevolezza che tale obiettivo richiede il raggiungimento di un punto di equilibrio tra le esigenze economiche, sociali, culturali e ambientali proprie dei diversi Stati membri. In particolare, tali caratteristiche possono influenzare le modalità di applicazione delle politiche di tutela e le priorità in termini di conservazione.

Secondo quanto riportato nella Direttiva,

«si intendono per specie di interesse comunitario quelle specie che:

- i) sono in pericolo [...];
- ii) sono vulnerabili, vale a dire che il loro passaggio nella categoria delle specie in pericolo è ritenuto probabile in un prossimo futuro, qualora persistano i fattori alla base di tale rischio, oppure;

²⁰⁷ Per conservazione si intende quel complesso di misure necessarie per mantenere o ripristinare gli *habitat* naturali e le popolazioni di fauna e flora selvatiche in uno stato soddisfacente.

²⁰⁸ Lo stato di conservazione è considerato soddisfacente quando: «1) i dati relativi all'andamento delle popolazioni della specie in causa indicano che tale specie continua e può continuare a lungo termine ad essere un elemento vitale degli *habitat* naturali cui appartiene; 2) l'area di ripartizione naturale di tale specie non è in declino né rischia di declinare in un futuro prevedibile; 3) esiste e continuerà probabilmente ad esistere un *habitat* sufficiente affinché le sue popolazioni si mantengano a lungo termine», Consiglio delle Comunità Europee, *Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche*, 21 maggio 1992, art. 1, lettera i).

²⁰⁹ A tal proposito, il testo della Direttiva così recita: «considerando che nel territorio europeo degli Stati membri gli *habitat* naturali non cessano di degradarsi e che un numero crescente di specie selvatiche è gravemente minacciato; che gli *habitat* e le specie minacciate fanno parte del patrimonio naturale della Comunità e che i pericoli che essi corrono sono generalmente di natura transfrontaliera, per cui è necessario adottare misure a livello comunitario per la loro conservazione [...], il Consiglio delle Comunità Europee ha adottato la presente Direttiva».

- iii) sono rare, vale a dire che le popolazioni sono di piccole dimensioni e che, pur non essendo attualmente in pericolo né vulnerabili, rischiano di diventarlo [...];
- iv) sono endemiche²¹⁰ e richiedono particolare attenzione, data la specificità del loro *habitat* e/o le incidenze potenziali del loro sfruttamento sul loro stato di conservazione»²¹¹.

Tra le specie in pericolo, richiedono particolari misure di tutela le cosiddette “specie prioritarie”, intese come quelle specie per le quali la Comunità ha una responsabilità maggiore in termini di conservazione a causa dell’importanza della loro area di distribuzione naturale.

L’allegato I alla Direttiva riporta un elenco delle tipologie di *habitat* naturali di interesse comunitario per le quali è richiesta la designazione di aree speciali di conservazione (“sito di importanza comunitaria”, SIC)²¹², mentre nell’allegato II sono indicate le specie animali e vegetali la cui tutela richiede la designazione di “zone speciali di conservazione” (ZPS)²¹³.

Dalla messa in rete dei siti in cui si trovano tipologie di *habitat* naturali elencati nell’allegato I e *habitat* delle specie di cui all’allegato II, nasce un particolare strumento di salvaguardia della biodiversità, ovvero la rete ecologica europea di zone speciali di conservazione denominata Rete Natura 2000. Tale rete deve garantire il mantenimento ovvero, all’occorrenza, il ripristino in uno stato di conservazione soddisfacente dei tipi di *habitat* naturali e degli *habitat* delle specie interessati nella loro area di ripartizione naturale.

L’adozione di misure intese a favorire la conservazione degli *habitat* naturali prioritari e delle specie prioritarie di interesse comunitario è responsabilità comune di tutti gli Stati membri. Ne deriva che ad essi venga richiesto di adottare le opportune misure per raggiungere tale obiettivo,

²¹⁰ Il termine “endemismo” si riferisce a quelle specie animali o vegetali che sono esclusive di un dato territorio. Tecnicamente il termine endemismo si può applicare anche a territori vastissimi, addirittura interi continenti (per esempio gli armadilli sono endemici dell’America), tuttavia risultano di maggiore interesse scientifico gli endemismi relativi ad areali molto ristretti come quelli insulari, a volte estesi solo per alcuni km².

²¹¹ Consiglio delle Comunità Europee, *Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche*, 21 maggio 1992.

²¹² Si intende per “sito di importanza comunitaria” «un sito che, nella o nelle regioni biogeografiche cui appartiene, contribuisce in modo significativo a mantenere o a ripristinare un tipo di *habitat* naturale di cui all’allegato I o una specie di cui all’allegato II in uno stato di conservazione soddisfacente e che può inoltre contribuire in modo significativo alla coerenza di Natura 2000 di cui all’art. 3 e/o che contribuisce al mantenimento della diversità biologica nella o nelle regioni biogeografiche in questione. Per le specie animali che occupano ampi territori, i siti di importanza comunitaria corrispondono ai luoghi, all’interno dell’area di ripartizione naturale di tali specie, che presentano gli elementi fisici o biologici essenziali per la loro riproduzione», Consiglio delle Comunità Europee, *Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche*, 21 maggio 1992, art. 1, lettera k).

²¹³ Si intende per “zona speciale di conservazione” «un sito di importanza comunitaria designato dagli Stati membri mediante un atto regolamentare, amministrativo e/o contrattuale in cui sono applicate le misure di conservazione necessarie al mantenimento o al ripristino, in uno stato di conservazione soddisfacente, degli *habitat* naturali e/o delle popolazioni delle specie per cui il sito è designato», Consiglio delle Comunità Europee, *Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche*, 21 maggio 1992, art. 1, lettera k).

ricorrendo quando necessario a piani di gestione specifici o integrati ad altri piani di sviluppo e ad opportune misure regolamentari, amministrative o contrattuali conformi alle esigenze ecologiche di volta in volta preponderanti.

Alla Direttiva *Habitat* si affianca la *Direttiva 79/409/CEE del Consiglio concernente la conservazione degli uccelli selvatici*, la cosiddetta *Direttiva Uccelli* la quale, pur concentrandosi esclusivamente sulla protezione dei volatili, rappresenta uno strumento di tutela dell'ambiente di fondamentale importanza, in quanto la conservazione delle specie di uccelli presenti sul territorio europeo impone «la preservazione, il mantenimento o il ripristino di una grande varietà [...] di *habitat*»²¹⁴.

Strumento di ausilio per l'applicazione delle due Direttive citate e dei conseguenti recepimenti in ambito nazionale²¹⁵ e regionale²¹⁶, è la Lista Rossa proposta dall'International Union for Conservation of Nature (*Red List of Threatened Species*) la quale, istituita nel 1948, rappresenta ad oggi il più ampio *database* di informazioni sullo stato di conservazione delle specie animali e vegetali di tutto il pianeta.

Considerata il più autorevole sistema di classificazione delle specie a rischio di estinzione, la lista viene spesso utilizzata per identificare le priorità di conservazione a livello nazionale e per concordare programmi, accordi internazionali ed attività di protezione dell'ambiente. A questi ruoli istituzionali, si stanno affiancando sempre più applicazioni specifiche; ad esempio, attraverso l'analisi nel tempo della quantità di specie che migrano da un livello di minaccia ad un altro, è possibile costruire indicatori relativi alle variazioni del tasso di estinzione di una determinata specie, oppure monitorare l'efficienza dei programmi di conservazione a livello globale. Inoltre è obiettivo futuro dell'IUCN, attraverso l'analisi dei dati raccolti negli anni rispetto a migliaia di specie monitorate, fornire indicazioni circa il livello di impatto delle diverse attività antropiche sul benessere delle comunità animali e vegetali.

A queste ricerche su scala globale, si associano studi condotti da gruppi di esperti IUCN, enti nazionali, associazioni o centri di ricerca, finalizzati ad indagare i criteri di applicazione della lista a

²¹⁴ Consiglio delle Comunità Europee, *Direttiva 79/409/CEE concernente la conservazione degli uccelli selvatici*, 2 aprile 1979.

²¹⁵ L'Italia ha recepito la Direttiva nel 1997 con il D.P.R. 8 settembre 1997 n. 357, *Regolamento recante attuazione della Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche*, modificato ed integrato dal D.P.R. 120 del 12 marzo 2003, *Regolamento recante modifiche ed integrazioni al decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357, concernente attuazione della Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche*.

²¹⁶ Per quanto riguarda la Regione Piemonte, il riferimento fondamentale nell'ambito della conservazione della biodiversità è la Legge Regionale n. 19 del 29 giugno 2009, *Testo unico sulla tutela delle aree naturali e della biodiversità*.

livello nazionale o locale. Tale esercizio sembra essere utile ai fini dell'identificazione delle priorità di conservazione a livello nazionale ma, poiché i criteri della Lista Rossa sono stati pensati per analisi su territori molto estesi, l'applicazione a livello locale impone adattamenti che potrebbero rendere non confrontabili i risultati.

Per la valutazione dei fenomeni di danno a specie o *habitat* naturali protetti, il D. Lgs. 152/06 all'allegato 4 fornisce indicazioni utili per definire i casi in cui è lecito parlare di danno significativo.

Secondo quanto riportato nel testo di riferimento,

«il carattere significativo di un danno che produce effetti negativi sul raggiungimento o il mantenimento di uno stato di conservazione favorevole di specie o di un *habitat* è da valutare in riferimento allo stato di conservazione al momento del danno, ai servizi offerti dai valori ricreativi connessi e alla capacità di rigenerazione naturale. Gli effetti negativi significativi rispetto alle condizioni originarie devono essere determinati con dati misurabili, quali ad esempio:

- numero di individui, loro densità o area coperta;
- ruolo di determinati individui o dell'area danneggiata in relazione alle specie o alla conservazione dell'*habitat*, alla rarità della specie o dell'*habitat* (valutata a livello locale, regionale, nazionale o comunitaria);
- capacità di propagazione della specie (secondo la dinamica propria alla specie o alla popolazione), sua vitalità o capacità di rigenerazione naturale dell'*habitat*;
- capacità della specie o dell'*habitat*, dopo che il danno si è verificato, di ripristinarsi in breve tempo, senza interventi diversi da misure di protezione rafforzate, in uno stato che, unicamente in virtù della dinamica della specie o dell'*habitat*, conduca a condizioni ritenute equivalenti o superiori alle condizioni originarie.

Il danno con un provato effetto sulla salute umana deve essere classificato come significativo.

Non devono invece essere classificati come danni significativi:

- le variazioni negative inferiori alle fluttuazioni naturali considerate normali per la specie o l'*habitat* in questione;
- le variazioni negative dovute a cause naturali o risultanti da interventi connessi con la normale gestione dei siti, quale definita nei documenti di gestione o di indirizzo relativi agli *habitat*, o praticata anteriormente dai proprietari o dagli operatori;
- il danno a specie o *habitat* per i quali è stabilito che si ripristineranno²¹⁷ entro breve tempo e senza interventi, o nelle condizioni originarie, o in uno stato che, unicamente in virtù della dinamica della specie o *habitat*, conduca a condizioni ritenute equivalenti o superiori alle condizioni originarie.»²¹⁸.

La Commissione Europea (2001) suggerisce di far riferimento alla *Significance Threshold*, intesa come quella soglia oltre la quale un determinato danno alle risorse naturali diventa rilevante²¹⁹. Si

²¹⁷ Anche nel contesto specifico di danno alle specie ed *habitat* naturali protetti l'obiettivo fondamentale delle valutazioni è il ripristino.

²¹⁸ Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152, *Norme in materia ambientale*, allegato 4.

tratta di una definizione con forti implicazioni applicative, in quanto, secondo quanto riportato nel *Libro Bianco* dell'Unione Europea, «*there should be a minimum threshold for triggering the regime: only significant damage should be covered. Criteria for this should be derived, in the first place from the interpretation of this notion in the context of the Habitats Directive*»²²⁰.

La necessità di salvaguardare le specie e gli *habitat* naturali protetti e più in generale gli ecosistemi deriva, come si è già detto, non solo da un'esigenza di tutela e conservazione dell'ambiente naturale, ma anche da valutazioni di natura economica: la natura fornisce al genere umano numerosi "servizi ecosistemici"²²¹ la cui salvaguardia presenta forti implicazioni di convenienza economica²²².

Per quanto riguarda il danno alle acque, l'art. 300 del Decreto Legislativo 152/06 affronta il tema disaggregando la componente in acque interne ed acque costiere. In particolare,

«costituisce danno ambientale il deterioramento, in confronto alle condizioni originarie, provocato [...] alle acque interne, mediante azioni che incidano in modo significativamente negativo sullo stato ecologico, chimico e/o quantitativo oppure sul potenziale ecologico delle acque interessate, quali definiti nella Direttiva

²¹⁹ «*Fundamental to the determination of liability for damage to natural resources is the need to ascertain the significance of the damage*» Commissione Europea e Direzione Generale Ambiente, *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. B4-3040/2000/2657/81/MAR/B3, 2001, Bruxelles, pag. 11. Si tratta di una soglia che va determinata caso per caso, in quanto funzione delle caratteristiche del fenomeno di danno e dell'ecosistema coinvolto.

²²⁰ Commissione delle Comunità Europee, COM (2000) 66 def., *Libro Bianco sulla responsabilità per danni all'ambiente*, 2000, Bruxelles, punto 4.5.1 "Biodiversity Damage".

²²¹ Secondo quanto riportato nello studio *An introductory guide to valuing ecosystem services*, a cura del Department For Environment Food and Rural affairs (DEFRA), 2007, pag. 11, «*The Millenium Ecosystem Assessment identifies four broad categories of ecosystem services: 1) provisioning services (e.g. food, fruit, wool, ornamental resources); 2) regulation services (e.g. climate regulation, water regulation, erosion control); 3) cultural services (e.g. social relations, aesthetic values, recreation and ecotourism); 4) supporting services (e.g. nutrient cycling, water cycling, provision of habitat)*».

²²² I servizi ecosistemi sono caratterizzati da un valore economico tutt'altro che trascurabile; individuare politiche improntate alla salvaguardia di tali elementi significa intraprendere scelte di convenienza economica. Per un approfondimento del tema si rimanda allo studio sull'economia degli ecosistemi e della biodiversità *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)* supportato dalla Commissione Europea e finalizzato ad indagare a livello globale le conseguenze economiche della perdita di biodiversità. Secondo quanto riportato in tale lavoro, «*losses in the natural world have direct economic repercussions that we systematically underestimate. Making the value of our natural capital visible to economies and society creates an evidence base to pave the way for more targeted and cost-effective solutions*», *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers (TEEB)*, Summary: responding to the Value of Nature, 2009, UNEP, pag. 7. Per un approfondimento inerente la necessità di salvaguardare la biodiversità quale risorsa fondamentale per la nostra esistenza e per i risvolti in termini economici di tale operazione si vedano D. Pimentel et al., (1997), secondo i quali «*biodiversity is essential for the sustainable functioning of the agricultural, forest and natural ecosystems on which humans depend*», D. Pimentel et al., opera citata, 1997, pag. 747 e «*conserving water resources and biodiversity saves money; [...] if future generations are to live in a safe, productive and healthy environment, sound policies and effective conservation programs must be implemented to protect biodiversity (Pimentel et al., 1992) before it is too late for meaningful action*», pp. 754 e 755.

2000/60/CE²²³ [...] e alle acque costiere ed a quelle ricomprese nel mare territoriale mediante le azioni suddette, anche se svolte in acque internazionali».²²⁴

Si intende invece per danno al terreno il deterioramento provocato «mediante qualsiasi contaminazione che crei un rischio significativo di effetti nocivi, anche indiretti, sulla salute umana a seguito dell'introduzione nel suolo, sul suolo o nel sottosuolo di sostanze, preparati, organismi o microrganismi nocivi per l'ambiente»²²⁵.

Si ritiene interessante che, a seconda della componente presa in considerazione, varia l'interpretazione data al concetto di ripristino²²⁶: «mentre nel caso di acque, specie ed *habitat* naturali protetti il ripristino consiste nel ritorno delle risorse naturali o dei servizi danneggiati alle condizioni originarie, nel caso di danno al terreno il ripristino è da intendersi come l'eliminazione di qualsiasi rischio di effetti nocivi per la salute umana e per l'integrità ambientale»²²⁷.

Anche nel *Libro Bianco sulla responsabilità per danni all'ambiente* (Commissione delle Comunità Europee, 2000), il danno al terreno viene affrontato facendo riferimento alla "contaminazione dei siti". In particolare, nel documento si sottolinea come, diversamente dal caso dei danni alla biodiversità, i quali costituiscono un tema di confronto ancora inesplorato²²⁸, la questione dei danni al suolo costituisce un argomento non nuovo, in quanto «la maggior parte degli Stati membri ha adottato, in passato e recentemente, leggi e programmi speciali sul risanamento dei siti contaminati»²²⁹. Nel caso di contaminazione del suolo, parimenti al danno alle specie ed *habitat* naturali protetti, è necessario procedere con il risanamento ogni qualvolta il danno sia di

²²³ Direttiva 2000/60/CE del parlamento Europeo e del Consiglio che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque.

²²⁴ Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152, *Norme in materia ambientale*, art. 300, parte sesta.

²²⁵ Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152, *Norme in materia ambientale*, art. 300, parte sesta.

²²⁶ Per quanto riguarda i danni a specie ed *habitat* naturali protetti e alle acque, il riferimento è ai concetti di riparazione primaria, complementare, compensativa e perdite temporanee, mentre nel caso di riparazione di danni al terreno «si devono adottare le misure necessarie per garantire, come minimo, che gli agenti contaminanti pertinenti siano eliminati, controllati, circoscritti o diminuiti in modo che il terreno contaminato, tenuto conto del suo uso attuale o approvato per il futuro al momento del danno, non presenti più un rischio significativo di causare effetti nocivi per la salute umana. La presenza di tale rischio è valutata mediante procedure di valutazione del rischio che tengono conto della caratteristica e della funzione del suolo, del tipo e della concentrazione delle sostanze, dei preparati, degli organismi o microrganismi nocivi, dei relativi rischi e della possibilità di dispersione degli stessi», Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n.152, *Norme in materia ambientale*, allegato 3. A queste considerazioni va aggiunto che «nonostante questa differente lettura, l'obiettivo del ripristino rimane la riqualificazione del sito e del suo ecosistema, mediante qualsiasi azione o combinazione di azioni, comprese le misure di attenuazione o provvisorie, dirette a riparare, risanare o, qualora sia ritenuto ammissibile dall'autorità competente, sostituire risorse naturali o servizi naturali danneggiati», Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152, *Norme in materia ambientale*, art. 302, parte sesta.

²²⁷ Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152, *Norme in materia ambientale*, art. 302, parte sesta.

²²⁸ Tale affermazione si riferisce all'anno di pubblicazione del volume, ovvero il 2000.

²²⁹ Commissione delle Comunità Europee, *Libro Bianco sulla responsabilità per danni all'ambiente*, 2000, pag. 21.

natura significativa, ovvero possa arrecare gravi rischi per le persone²³⁰. Inoltre, qualora il sito contaminato comprenda una zona protetta dalla legislazione sulla biodiversità, è necessario applicare il sistema della responsabilità per danno alla biodiversità in combinazione con il regime di disciplina dei siti contaminati²³¹.

4.4 Danno ambientale e bonifica

Secondo alcuni studiosi del campo giuridico (Taddei, 2009 e 2010), il danno ambientale rappresenta per l'ordinamento italiano un tema complesso, in quanto è di difficile gestione il suo rapporto con l'istituto della bonifica²³². Nell'attuale quadro normativo italiano, il danno ambientale è soggetto a due differenti regimi: uno di carattere generale, relativo al risarcimento, introdotto per la prima volta con la legge n. 349 del 1986 e attualmente disciplinato dal *Testo Unico Ambientale*, ed uno di carattere speciale, relativo alla bonifica dei siti contaminati²³³.

In particolare, la parte quarta del D. Lgs. 152/06, *Norme in materia di gestione dei rifiuti e bonifica dei siti inquinati* individua quale campo di applicazione «la gestione dei rifiuti e la bonifica dei siti inquinati [...], prevedendo misure volte a proteggere l'ambiente e la salute umana, prevenendo o riducendo gli impatti negativi della produzione e della gestione dei rifiuti, riducendo gli impatti complessivi dell'uso delle risorse e migliorandone l'efficacia»²³⁴.

Espressamente dedicato al tema della bonifica è il Titolo V della parte quarta del Decreto:

²³⁰ La contaminazione dei siti, a differenza della perdita di biodiversità, non costituisce danno di per sé, ma solo nel caso in cui rappresenti una minaccia per la salute dell'uomo.

²³¹ In alcuni casi può essere richiesto di intervenire con operazioni di ripristino delle risorse naturali solo dopo aver effettuato la decontaminazione del sito.

²³² A tal proposito afferma Gianni Taddei: «uno dei temi più complessi e suggestivi che le norme di tutela dell'ambiente pongono all'attenzione dell'interprete è quello del rapporto intercorrente tra bonifica e risanamento del danno ambientale. [...] La difficoltà di distinguere tra i due tipi di tutela è accentuata dal carattere obiettivamente frammentario della legislazione: la prima legge sul danno ambientale è del 1986; il meccanismo della bonifica viene compiutamente delineato dal cosiddetto Decreto Ronchi nel 1997; solo con il D. Lgs. n. 152 del 2006 si perviene ad una disciplina (apparentemente) organica dei due istituti», G. Taddei, *Il rapporto tra bonifica e risarcimento del danno ambientale*, Ambiente e Sviluppo 5/2009, pp. 417-418.

²³³ Il regime sulla bonifica prevede a sua volta una disciplina generale ed una disciplina di carattere specifico relativa ai siti di interesse nazionale. Si applica a suolo, sottosuolo ed acque sotterranee.

²³⁴ Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152, *Norme in materia ambientale*, parte quarta, art. 117. In tale contesto, si intende per bonifica «l'insieme degli interventi atti ad eliminare le fonti di inquinamento e le sostanze inquinanti o a ridurre le concentrazioni delle stesse presenti nel suolo, nel sottosuolo e nelle acque sotterranee ad un livello uguale od inferiore ai valori delle concentrazioni soglia di rischio (CSR)», art. 240, lettera p).

«il presente titolo disciplina gli interventi di bonifica e ripristino ambientale dei siti contaminati²³⁵ e definisce le procedure, i criteri e le modalità per lo svolgimento delle operazioni necessarie per l'eliminazione delle sorgenti di inquinamento e comunque per la riduzione delle concentrazioni di sostanze inquinanti, in armonia con i principi e le norme comunitarie, con particolare riferimento al principio "chi inquina paga"»²³⁶.

Alla bonifica dei siti contaminati e al risarcimento del danno ambientale²³⁷ il D. Lgs. 152/06 dedica quindi due discipline distinte²³⁸. I dubbi interpretativi sembrano scemare tenendo in considerazione che la bonifica rappresenta il principale meccanismo di riparazione primaria previsto nell'ordinamento italiano: «si può discutere se, dal punto di vista formale, sia giustificata la scelta del legislatore ambientale di separare la disciplina della bonifica da quella del danno ambientale. Sul piano sostanziale è indubbio che bonifica e danno ambientale diano vita ad un istituto da valutare in termini unitari»²³⁹. Persiste però il problema di come gestire due istituti che, tra loro formalmente distinti, si sovrappongono per diversi elementi:

«esistono indubbiamente delle forti commistioni concettuali che tendono a rendere indistinta la linea di confine tra bonifica e risarcimento. Si pensi, in particolare, alla difficoltà di coordinare le norme sul risarcimento ambientale con le norme in tema di ripristino, sempre dettate dalla parte sesta del Decreto Legislativo n. 152: il rischio evidente è quello di una duplicazione inutile di meccanismi di riparazione ambientale [...]. La linea di confine tra bonifica e risarcimento del danno ambientale risulta incerta anche a fronte della tendenza dell'amministrazione di privilegiare, per evidenti ragioni di speditezza ed efficacia operativa, l'istituto della bonifica in relazione a matrici ambientali "esterne" al sito propriamente responsabile della contaminazione, con ciò giungendo ad un'applicazione "estensiva" della bonifica, rispetto all'azione risarcitoria per danno ambientale che dà adito a perplessità anche perché, in talune situazioni, l'amministrazione tende addirittura a "doppiare" in contemporanea la tutela in forma specifica con la tutela risarcitoria»²⁴⁰.

²³⁵ Si intende per "sito contaminato" «un sito nel quale i valori delle concentrazioni soglia di rischio (CSR), determinati con l'applicazione della procedura di analisi di rischio di cui all'allegato 1 alla parte quarta del presente Decreto sulla base dei risultati del piano di caratterizzazione, risultano superati», Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n.152, *Norme in materia ambientale*, parte quarta, Titolo V, art. 240, lettera e).

²³⁶ Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152, *Norme in materia ambientale*, parte quarta, Titolo V, art. 239.

²³⁷ «La bonifica costituisce il mezzo di ripristino delle matrici ambientali contaminate, allorché vi sia rischio di effetti nocivi per la salute umana; il risarcimento del danno ambientale è il ristoro del danno arrecato alla risorsa ambientale in sé (od alle utilità assicurate dalla risorsa stessa). Il criterio interpretativo di fondo delle norme sul danno ambientale appare dunque da individuare nella bipartizione in forma specifica – sotto forma di messa in sicurezza o di bonifica del sito inquinato- e riparazione per equivalente – sotto forma di risarcimento del danno ambientale che eventualmente residui una volta effettuata la bonifica». G. Taddei, opera citata, 2009, pag. 418.

²³⁸ Come è noto, al primo tema è riservato il Titolo V della parte quarta del decreto, mentre alla seconda questione è dedicata l'intera sesta parte.

²³⁹ G. Taddei, *Il risarcimento del danno ambientale dopo l'art. 5 bis del D.L. n. 135/2009*, Ambiente e Sviluppo 2/2010, pag. 127.

²⁴⁰ G. Taddei, opera citata, 2009, pag. 418.

L'art. 303 del D. Lgs. n. 152/06 prevede che le norme sul danno ambientale espresse nella parte sesta del Decreto medesimo, non si applichino «alle situazioni di inquinamento per le quali siano effettivamente avviate le procedure relative alla bonifica, o sia stata avviata o sia intervenuta bonifica dei siti nel rispetto delle norme vigenti in materia, salvo che ad esito di tale bonifica non permanga un danno ambientale»²⁴¹. Ne deriva che le norme sul danno ambientale non sono richiamabili per i siti oggetto di bonifica, se non nella condizione di permanenza di un danno ambientale “residuale” e nel caso in cui, a fronte di un fenomeno di danno per il quale ha senso l'applicazione delle norme in materia di bonifica, si realizzi il presupposto per applicare entrambe le discipline. Secondo il principio di specialità²⁴², avviene in via prioritaria l'applicazione delle norme sulle bonifiche, salvo il ricorso all'azione generale di danno nel caso in cui permanga un danneggiamento dell'ambiente. Il carattere residuale del danno ambientale rispetto alla bonifica presenta inoltre un chiaro riferimento in termini temporali delle azioni amministrative: la bonifica deve necessariamente precedere l'azione di natura risarcitoria²⁴³ (Taddei, 2009).

Un punto fermo è il fatto che, anche per quanto riguarda il rapporto tra bonifica e risarcimento del danno ambientale, il ripristino²⁴⁴ rimane la soluzione prioritaria da perseguire, anche se non sempre può essere considerato esaustivo. Se il ripristino si dimostra insufficiente, il responsabile è tenuto, oltre a sopportare il costo della bonifica, anche a sostenere il risarcimento del danno “residuo”.²⁴⁵

²⁴¹ Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152, *Norme in materia ambientale*, art. 303, parte sesta.

²⁴² Il criterio di specialità risolve l'antinomia che si crea tra due disposizioni normative. Questo criterio stabilisce la preferenza della legge speciale su quella avente carattere generale, anche se successiva, secondo il principio per cui "la legge speciale deroga quella generale, le legge generale posteriore non deroga la precedente speciale".

²⁴³ «In questa prospettiva è sostenibile che la bonifica costituisca un momento “pregiudiziale” rispetto all'attivazione dell'azione per il risarcimento del danno ambientale. [...]. Tra bonifica e risarcimento vi è comunque una sovrapposizione necessaria nel momento iniziale del danno», G. Taddei, opera citata, 2009, pag. 420.

²⁴⁴ Anche nell'ambito della bonifica, si parla di misure di riparazione e di ripristino ambientale, intese come «qualsiasi azione o combinazione di azioni, tra cui le misure di attenuazione o provvisorie dirette a riparare, risanare o sostituire risorse naturali e/o servizi naturali danneggiati, oppure a fornire un'alternativa equivalente a tali risorse o servizi» e «interventi di riqualificazione ambientale e paesaggistica, anche costituenti completamente degli interventi di bonifica o messa in sicurezza permanente, che consentono di recuperare il sito alla effettiva e definitiva fruibilità per la destinazione d'uso conforme agli strumenti urbanistici», Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152, *Norme in materia ambientale*, parte quarta, art. 240, lettere l) e q)

²⁴⁵ «Emerge quindi che la bonifica è rimedio prioritario e che il risarcimento pecuniario costituisce azione che può essere disposta solo: a) quando la bonifica sia in tutto o in parte impossibile, oppure sia eccessivamente onerosa; b) quando la bonifica sia stata solo parziale, non abbia cioè completamente eliminato l'inquinamento o le sue conseguenze; c) quando la bonifica sia stata ingiustificatamente ritardata, cosicché un danno ambientale, per quanto provvisorio, è stato effettivamente causato. In questa prospettiva, è ovviamente importante la distinzione in matrici ambientali: se si tratta di matrici suscettibili di bonifica, e la bonifica è possibile, il danno ambientale avrà carattere meramente residuale; se la matrice ambientale non è suscettibile di bonifica (si pensi ad esempio all'atmosfera), il danno ambientale sarà necessariamente “pieno”», G. Taddei, opera citata, 2009, pag. 421.

Da citare è l'attenzione posta dal legislatore nei confronti dei "siti di bonifica di interesse nazionale", alla cui disciplina è dedicato l'art. 252 del D. Lsg. 152/06, parte quarta. In particolare, tale articolo riporta che «i siti di interesse nazionale, ai fini della bonifica, sono individuabili in relazione alle caratteristiche del sito, alle quantità e pericolosità degli inquinanti presenti, al rilievo dell'impatto sull'ambiente circostante in termini di rischio sanitario ed ecologico, nonché di pregiudizio per i beni culturali ed ambientali»²⁴⁶.

Di particolare rilevanza è la novità introdotta all'art. 2 del Decreto Legge 30 dicembre 2008, convertito con modificazioni in Legge 22 febbraio 2009, n. 13, in cui viene individuata la possibilità di ricorrere alla cosiddetta "transazione globale"²⁴⁷ quale strumento di disciplina per i siti la cui bonifica è ritenuta di interesse nazionale.

4.5 La stima dei costi legati al verificarsi di un evento di danno: le diverse opzioni di ripristino

Un punto di partenza per riflettere sulla convenienza economica di determinate politiche ambientali è il cosiddetto "inquinamento economico"²⁴⁸, in quanto

«la misurazione del valore economico di un fenomeno di inquinamento dovrebbe dare la possibilità di identificare o almeno di approssimare il livello ottimale di attività e di inquinamento. Questo può essere fatto *ex-ante*, cioè prima di decidere un tipo di regolamentazione in difesa dell'ambiente, oppure *ex-post*, cioè dopo che è stata imposta una politica per verificare se questa ci ha avvicinato al punto di ottimo»²⁴⁹.

Si tratta, di fatto, di un altro punto di vista secondo cui affrontare il tema del danno ambientale.

²⁴⁶ Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152, *Norme in materia ambientale*, parte quarta, art. 252.

²⁴⁷ Così recita l'art. 2 del citato Decreto: «Nell'ambito degli strumenti di attuazione di interventi di bonifica e messa in sicurezza di uno o più siti di interesse nazionale, ai fini della stipula di una o più transazioni globali, con una o più imprese interessate, pubbliche o private, in ordine alla spettanza e alla quantificazione degli oneri di bonifica, degli oneri di ripristino, nonché del danno ambientale, [...] il Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio e del mare può [...] predisporre uno schema di contratto che viene concordato con le imprese e comunicato a regioni, province e comuni e reso noto alle associazioni ed ai privati interessati mediante idonee forme di pubblicità nell'ambito delle risorse di bilancio disponibili per lo scopo», Decreto Legge 27 febbraio 2009 n. 13, *Conversione in legge, con modificazioni, del decreto legge 30 dicembre 2008 n. 208, recante misure straordinarie in materia di risorse idriche e di protezione dell'ambiente*, art. 2. «La stipula del contratto di transazione comporta abbandono del contenzioso pendente e preclude ogni ulteriore azione per rimborso degli oneri di bonifica e di ripristino ed ogni ulteriore azione risarcitoria per il danno ambientale», art. 5. Con l'applicazione di tale strumento, la messa in sicurezza e la bonifica competono al soggetto alla cui condotta è imputabile o riferibile il danno ambientale, il quale è obbligato a sostenerne per intero l'onere economico; quello che invece può essere negoziato e definito transattivamente è il pagamento degli oneri risarcitori per equivalente del danno ambientale, i cui proventi sono per legge destinati ad essere reimpiegati dallo Stato, con priorità nelle aree che hanno subito il danno ambientale per il cui risarcimento le somme siano state versate (Schierano, 2010).

²⁴⁸ Si veda il capitolo 2 per un approfondimento del tema.

²⁴⁹ D. W. Pearce e R. K Turner, opera citata, 1991, pag. 128.

Come si è già detto, in questo lavoro si intende approfondire l'applicabilità del concetto di danno mancato per definire la convenienza economica di politiche finalizzate alla tutela ambientale e per giustificare il ricorso alla prevenzione, quand'anche essa comporti spese ingenti. Per quantificare in termini economici i benefici derivanti da operazioni di natura preventiva, è necessario confrontare tra loro i due elementi centrali del problema: il costo della politica di tutela da un lato ed i costi di ripristino che si sarebbero dovuti sostenere nel caso in cui il danno si fosse verificato dall'altro²⁵⁰.

Secondo questa interpretazione, il danno mancato equivale al valore economico della politica ambientale:

danno mancato (per l'introduzione della politica x) = valore economico della politica x = costo di ripristino necessario per riportare l'ambiente alle condizioni "senza danno" – costi legati alla politica x.

Per determinare i costi legati alle azioni di recupero, si propone di fare riferimento alle indicazioni in termini di operazioni di ripristino fornite dalla normativa comunitaria e nazionale.

L'allegato 3 al Decreto Legislativo 152/06, parte sesta, recependo le indicazioni dettate dalla Direttiva Europea 2004/35/CE, definisce un quadro comune da rispettare per scegliere le misure più appropriate cui attenersi per la riparazione di danni ambientali²⁵¹.

Secondo quanto riportato in tale allegato,

«la riparazione del danno ambientale, in relazione all'acqua o alle specie e agli *habitat* protetti, è conseguita riportando l'ambiente danneggiato alle condizioni originarie tramite misure di riparazione primaria, complementare e compensativa, da intendersi come segue:

- a) riparazione primaria: qualsiasi misura di riparazione che riporta le risorse e/o i servizi naturali danneggiati alle o verso le condizioni originarie;
- b) 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;
- c) riparazione compensativa: qualsiasi azione intrapresa per compensare la perdita temporanea di risorse e/o servizi naturali dalla data del verificarsi del danno fino a quando la riparazione non abbia prodotto un effetto completo;
- d) perdite temporanee: perdite risultanti dal fatto che le risorse e/o i servizi naturali danneggiati non possono svolgere le loro funzioni ecologiche o fornire i servizi alle altre risorse naturali o al pubblico fino a che le misure

²⁵⁰ Si è ampiamente affrontato il tema al paragrafo 4.2.

²⁵¹ Si rimanda ai capitoli 2 e 3 per un approfondimento normativo sul tema del danno ambientale.

primarie o complementari non abbiano avuto effetto. Non si tratta di una compensazione finanziaria al pubblico»²⁵².

Lo scopo primario della normativa comunitaria e italiana per danni all'ambiente è il ritorno alle condizioni "senza danno". Da tale principio discende che il primo obiettivo a cui si deve tendere è il ripristino primario, al quale seguiranno la riparazione complementare e compensativa, in quanto:

«qualora la riparazione primaria non dia luogo ad un ritorno dell'ambiente alle condizioni originarie, si intraprenderà la riparazione complementare. Inoltre, si perseguirà la riparazione compensativa per compensare le perdite temporanee. La riparazione del danno ambientale, in termini di danno all'acqua o alle specie e agli *habitat* protetti, implica inoltre che si debba sopprimere qualsiasi rischio significativo di effetti nocivi per la salute umana»²⁵³.

Si riportano di seguito le definizioni delle diverse tipologie di interventi proposte dalla normativa italiana in tema di danno all'ambiente.

Tab. 22 Tipologie di interventi di riparazione per il danno ambientale

Tipologia di intervento di riparazione	Finalità dell'intervento
Riparazione primaria	Lo scopo della riparazione primaria è riportare le risorse naturali e/o i servizi danneggiati alle o verso le condizioni originarie.
Riparazione complementare	Qualora le risorse naturali e/o i servizi danneggiati non tornino alle condizioni originarie, è necessario procedere alla riparazione complementare. Lo scopo della riparazione complementare è di ottenere, se opportuno anche 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. Laddove possibile e opportuno, il sito alternativo dovrebbe essere geograficamente collegato al sito danneggiato, tenuto conto degli interessi della popolazione colpita.
Riparazione compensativa	La riparazione compensativa è avviata per compensare la perdita temporanea di risorse naturali e servizi in attesa del ripristino. La compensazione consiste in ulteriori miglioramenti alle specie, agli <i>habitat</i> naturali protetti o alle acque nel sito danneggiato o in un sito alternativo. Essa non costituisce una compensazione finanziaria al pubblico.

(Fonte: nostra elaborazione da allegato 3 alla parte sesta del D. Lgs. 152/06).

Per quanto riguarda l'individuazione delle misure di riparazione primaria da mettere in atto, il riferimento è a tutte quelle opzioni di intervento di natura antropica capaci di riportare le risorse naturali ed i servizi ecosistemici alle condizioni originarie in tempi brevi. In alternativa a ciò, in

²⁵² Allegato 3, D. Lgs. 152/06, parte sesta.

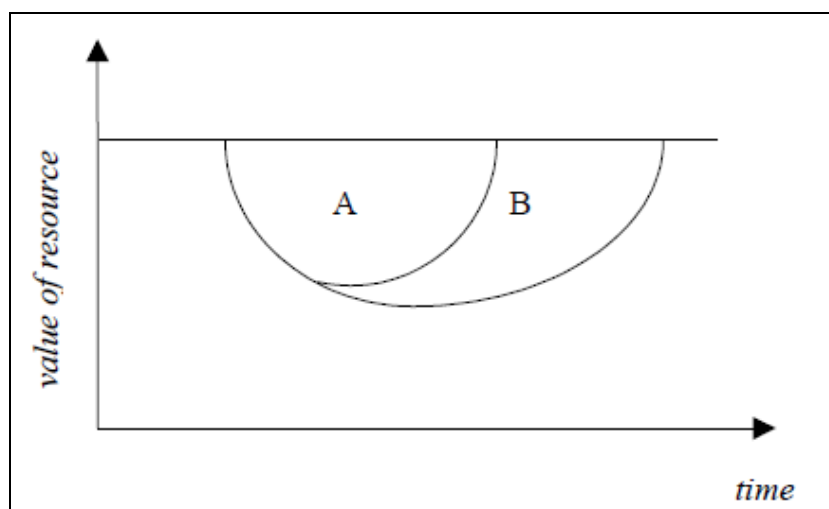
²⁵³ Allegato 3, D. Lgs. 152/06, parte sesta.

alcuni casi specifici²⁵⁴ è possibile optare per l'ipotesi di non intervento attendendo il verificarsi del ripristino naturale dei luoghi.

I due grafici che seguono (Fig. 5 e Fig. 6) illustrano l'andamento delle risorse naturali per diverse situazioni di danno. Ogni grafico riporta sull'asse dell'ascisse il tempo, mentre quello delle ordinate si riferisce al valore delle risorse perse o guadagnate. La linea orizzontale rappresenta lo stato originario della risorsa ambientale analizzata, il cosiddetto "*baseline value of the resource*" o "*baseline conditions*", mentre le aree sottese alle diverse curve (A e B) si riferiscono al danno totale.

In particolare, il primo grafico (Fig. 5) analizza le situazioni in cui è possibile effettuare un ripristino completo delle risorse danneggiate, mentre la Fig. 6 si riferisce a situazioni in cui tale risultato è impossibile da ottenere.

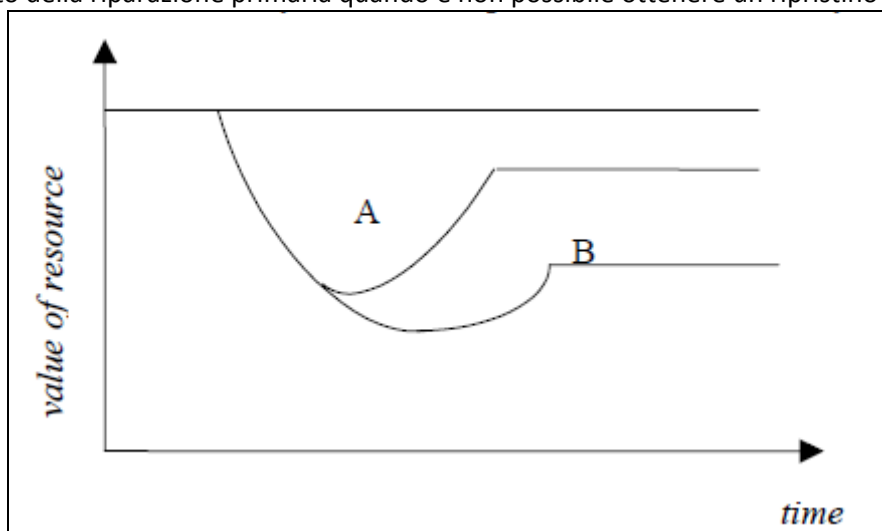
Fig. 5 Andamento della riparazione primaria quando è possibile ottenere un ripristino completo



(Fonte: Commissione Europea e Direzione Generale Ambiente, 2001, pag. 40).

²⁵⁴ Si pensi ad esempio a fenomeni di danno che interessano ecosistemi talmente delicati nei quali l'intervento antropico per il ripristino potrebbe danneggiare ulteriormente gli equilibri già compromessi. In casi del genere, spesso risulta conveniente rinunciare all'intervento.

Fig. 6 Andamento della riparazione primaria quando è non possibile ottenere un ripristino completo



(Fonte: Commissione Europea e Direzione Generale Ambiente, 2001, pag. 40).

Per quanto riguarda la Fig. 5, la curva A descrive un intervento di riparazione primaria di natura antropica grazie al quale si ottiene un recupero totale della risorsa danneggiata, mentre la curva B illustra l'andamento di un recupero naturale. In questo secondo caso, pur essendo possibile giungere agli stessi risultati in termini di completo ritorno alle condizioni originarie, le tempistiche sono più elevate.

Quando le operazioni di ripristino primario messe in atto dall'uomo inducono un'accelerazione nel ritorno a condizioni di qualità ambientale più elevata rispetto a quelle caratterizzanti il momento successivo al danno, le perdite temporanee assumono un valore pari all'area A; viceversa, quando non vengono messe in atto misure di questo tipo, le perdite temporanee sono equivalenti al danno totale e sono pari all'area (A+B).

Il grafico in Fig. 6 mostra invece una situazione in cui non è possibile portare a termine una riparazione primaria totale e illustra i diversi risultati ottenuti a seguito di un intervento antropico (curva A) e nell'ipotesi di non intervento (curva B). Come nel caso precedente, l'intervento umano, se ben progettato, comporta una diminuzione dei tempi richiesti per il ripristino rispetto a quelli necessari per il processo di riparazione naturale.

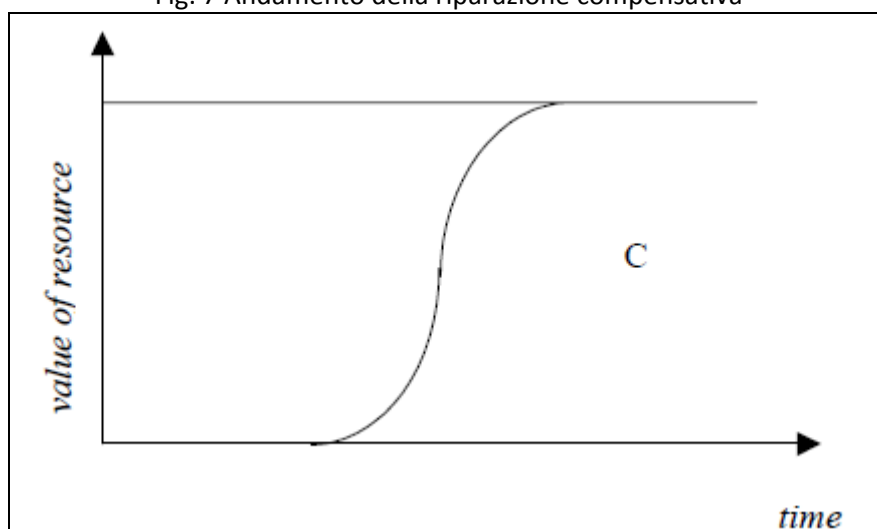
Come si è già detto, nei casi in cui emerga l'impossibilità di procedere con un ripristino primario, il riferimento diventano le tecniche di riparazione complementare o compensativa. Per la determinazione della portata di tali misure, occorre prendere in considerazione in primo luogo i metodi di equivalenza risorsa-risorsa o servizio-servizio, concentrandosi su tutte quelle azioni capaci di fornire risorse naturali e servizi dello stesso tipo, qualità e quantità di quelli danneggiati.

Qualora non sia possibile garantire un risultato del genere, l'obiettivo a cui tendere diventa fornire alla collettività risorse naturali e servizi di tipo alternativo rispetto a quelli andati perduti, secondo combinazioni definite caso per caso²⁵⁵. Quando invece risulti del tutto impossibile gestire il fenomeno di danno facendo riferimento a tali metodi di equivalenza, è necessario rivolgere l'attenzione verso altre tecniche di valutazione. L'autorità competente può, ad esempio, richiedere una valutazione monetaria finalizzata alla determinazione della portata delle misure di riparazione complementare e compensativa necessarie per sopperire al danno. Inoltre, se la valutazione delle risorse e dei servizi perduti è tecnicamente praticabile, ma la stima delle risorse naturali e dei servizi di riferimento per la sostituzione non può essere eseguita in tempi o a costi ragionevoli, il soggetto competente può decidere di optare per l'implementazione di misure di riparazione il cui costo sia equivalente al valore monetario stimato dei beni e dei servizi andati perduti.

Le misure di riparazione complementare e compensativa devono essere concepite e progettate in modo che risorse naturali ed i servizi supplementari forniti siano in grado di rispondere adeguatamente alle esigenze temporali imposte dal ripristino. In tale ottica, a parità di altre condizioni, più lungo è il periodo necessario per il ritorno alle condizioni originarie, maggiore è il numero di misure di riparazione compensativa da avviare.

La figura che segue (Fig. 7) illustra l'andamento del valore delle risorse danneggiate rispetto allo scorrere del tempo nel caso di riparazioni di natura compensativa.

Fig. 7 Andamento della riparazione compensativa



(Fonte: Commissione Europea e Direzione Generale Ambiente, 2001, pag. 40).

²⁵⁵ Ad esempio, una riduzione della qualità di una determinata risorsa potrebbe essere compensata da una maggiore quantità di misure di riparazione rispetto a quelle originariamente previste.

L'obiettivo di tali misure è compensare la comunità delle perdite temporanee²⁵⁶ di cui essa soffre durante il periodo di tempo necessario per il ripristino. Il concetto di perdite temporanee può essere applicato anche al caso in cui il danno non sia riparabile, con la differenza che in questo caso l'intervallo temporale di riferimento è infinito (Economic Commission for Latin America and the Caribbean, 2003).

Per quanto si è detto, il valore della compensazione dovrebbe, almeno idealmente, uguagliare il valore delle perdite temporanee subite dalla collettività e il termine di paragone per definire l'entità delle opere di compensazione è la stima delle perdite temporanee in termini di servizi ecosistemici o di denaro, in quanto i benefici che ne derivano per la comunità devono essere almeno pari alle "dimensioni" del danneggiamento subito.

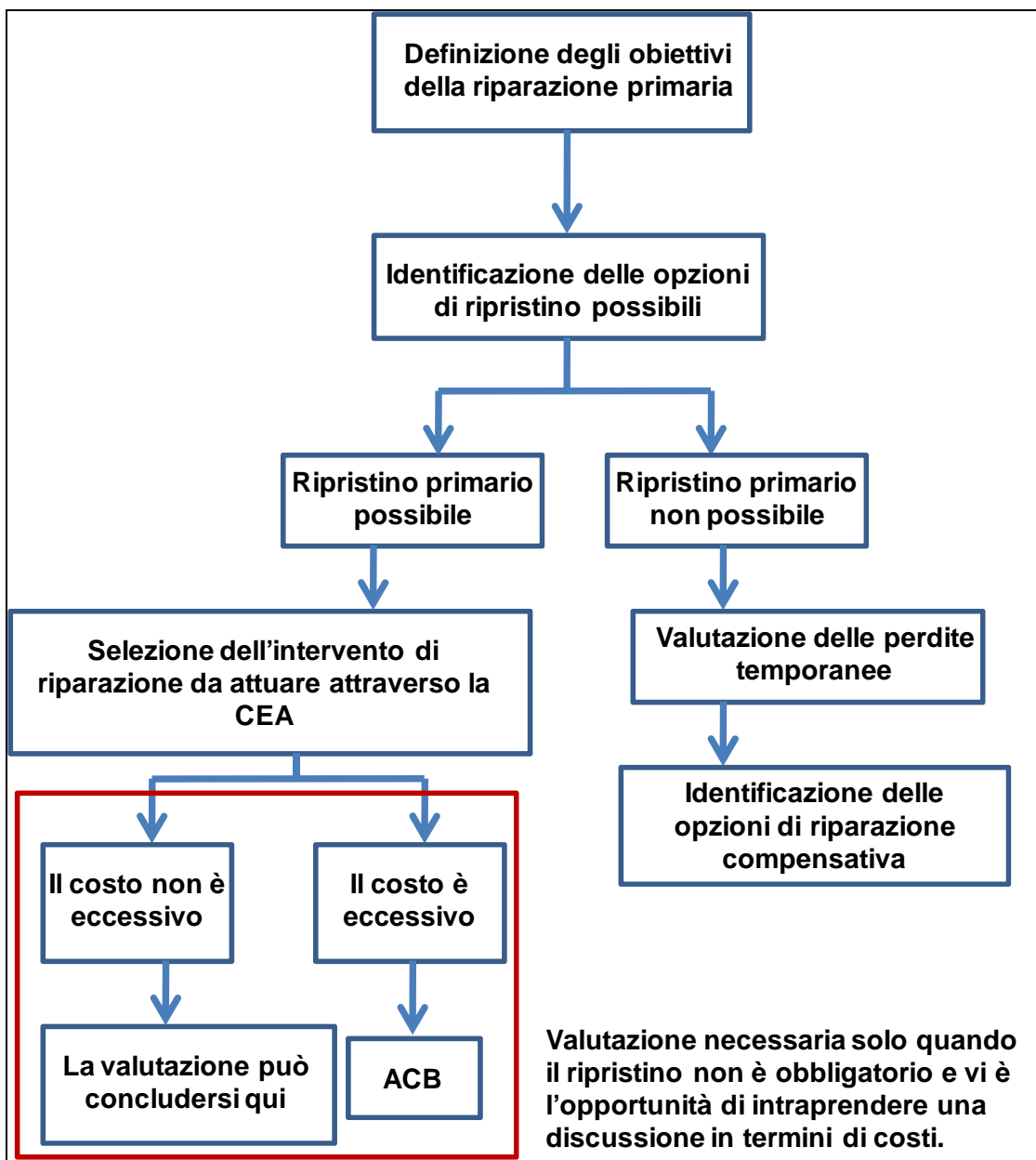
L'area C sottesa alla curva (Fig. 7) mostra l'andamento dei guadagni in termini di risorse ottenute tramite un'azione compensativa; l'entità o la scala delle azioni messe in atto devono essere tali da garantire che l'area C sia uguale alla somma dell'area (A+B) se non hanno avuto luogo misure di riparazione primaria e all'area A nell'ipotesi di intervento.

La figura che segue (Fig. 8) illustra un possibile percorso di scelta nel caso di azioni di riparazione primaria²⁵⁷.

²⁵⁶ Queste perdite hanno origine nel fatto che, quand'anche il ripristino totale sia possibile, non può essere istantaneo.

²⁵⁷ Il modello proposto è coerente con le indicazioni riportate nella normativa italiana secondo la quale, a seguito del verificarsi di un danno ambientale, è necessario operare secondo tale ordine di interventi: 1) effettivo ripristino della situazione precedente al verificarsi del danno; 2) adozione di misure di riparazione complementare e compensativa; 3) risarcimento per equivalente patrimoniale nei confronti dello Stato.

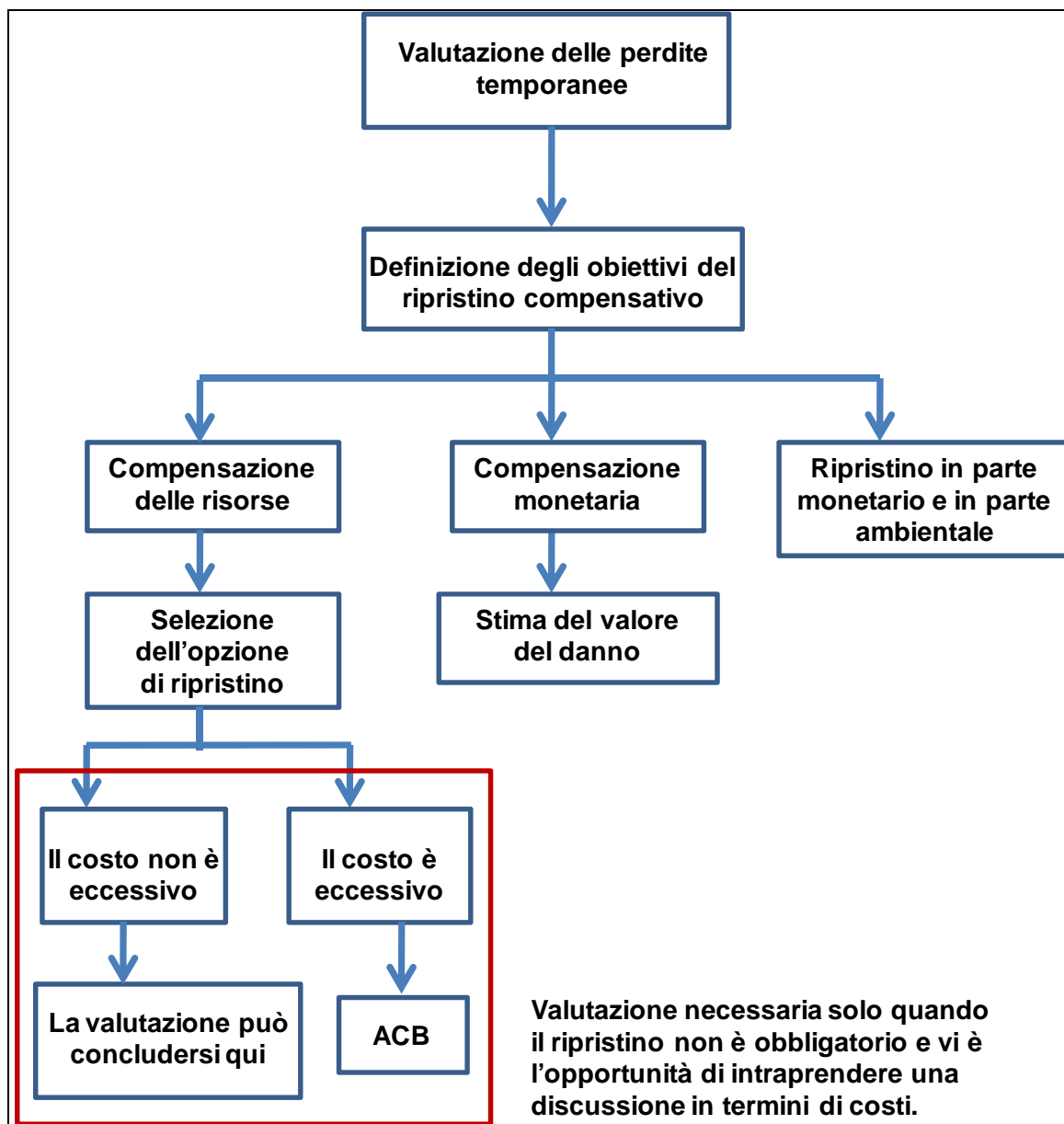
Fig. 8 Percorso per la definizione delle operazioni di ripristino primario



(Fonte: nostra elaborazione da Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001, pag. 23)

Il *flow-chart* che segue (Fig. 9) si riferisce invece alla progettazione di operazioni di ripristino compensativo.

Fig. 9 Scelta delle opzioni per il ripristino compensativo



(Fonte: nostra elaborazione da Commissione Europea e Direzione Generale Ambiente, 2001, pag. 39)

4.6 L'utilizzo delle analisi costi-efficacia e costi-benefici nell'ambito delle valutazioni di danno

Come si è già detto, nell'ambito di valutazioni monetarie finalizzate alla scelta di quale opzione di intervento perseguire e più in generale di valutare la convenienza economica di politiche di tutela di natura preventiva, il riferimento metodologico è costituito dalle analisi costi-efficacia e costi-benefici.

L'analisi costi-efficacia, anche conosciuta come "*least-cost analysis*" (Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001) è una metodologia utilizzata per definire, tra un set di opzioni

di riparazione primaria che sono equiparabili dal punto di vista degli obiettivi ecologici raggiungibili, quella che costa di meno²⁵⁸. Per definizione, la tecnica non è in grado di fornire indicazioni inerenti il fatto che tale *target* sia quello effettivamente desiderato dalla collettività, in quanto non contempla la valutazione dei benefici correlati in termini di aumento del benessere della popolazione.

Il principio su cui si basa il processo di scelta dell'opzione più economica è la comparazione del valore scontato dei costi relativi ai diversi interventi.

In particolare, sono due le finalità che si possono perseguire attraverso l'applicazione di una CEA:

- 1) minimizzare il costo delle operazioni di ripristino ambientale oppure,
- 2) massimizzare i benefici in termini di livelli di ripristino.

I due obiettivi si riferiscono a situazioni caratterizzate da diversi presupposti di base. L'esigenza di ragionare in ottica di minimizzazione dei costi implica che il *target* da raggiungere in termini di ripristino naturale sia predeterminato e che sia possibile ricorrere a più di un'opzione per raggiungerlo. In un caso del genere, in accordo con i principi della CEA, la scelta ricadrà su quell'opzione che permette di raggiungere l'obiettivo prefissato al minor costo di realizzazione.

Il secondo obiettivo riguarda invece situazioni in cui il *budget* disponibile per le operazioni di ripristino primario è definito a priori, mentre il livello di recupero garantito dalle opzioni di intervento è diverso da caso a caso. Si tratta di determinare quale sia l'opzione che garantisce il maggior livello di avvicinamento alla qualità ambientale originaria sotto il vincolo del *budget* disponibile.

Formalmente i due approcci proposti rispondono al medesimo principio economico: «*whether the restoration target is the constraint, or whether, instead, the constraint is the restoration budget, we are to combine the different options so as to get the most for our money, or spending the least to achieve the restoration target*»²⁵⁹.

Nell'ambito di valutazioni di danno alle risorse naturali, la prima applicazione della metodologia sembra essere la più adatta in quanto il riferimento è a fenomeni nei quali i *target* da raggiungere in termini di ripristino sono generalmente predeterminati in base alle esigenze ecosistemiche di volta in volta evidenziate.

²⁵⁸ In questo capitolo si precisano le condizioni di applicabilità di CEA e ACB solo per quanto riguarda la valutazione di operazioni di ripristino. Come evidenziato nel paragrafo 4.2, tali metodologie vengono utilizzate anche più in generale per testare la convenienza economica di politiche di tutela ambientale.

²⁵⁹ Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, *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. B4-3040/2000/2657/81/MAR/B3, 2001, Bruxelles, pag. 34.

L'analisi delle diverse alternative per mezzo della CEA si configura come un processo caratterizzato da due fasi principali, la stima del costo associato ad ognuna delle opzioni di ripristino possibili in termini di valore attualizzato²⁶⁰ e il confronto dei risultati. L'esito della valutazione è l'individuazione dell'alternativa in grado di garantire il livello di ripristino cercato al minor costo.

Nel caso in cui l'alternativa scelta sembri essere comunque eccessivamente costosa, è necessario proseguire la valutazione attraverso l'ACB, metodologia che si configura come un approfondimento della CEA²⁶¹, in quanto mira ad indagare in termini economici la convenienza economica dell'alternativa risultata vincente²⁶².

Rispetto alla CEA, essa presenta una struttura più complessa²⁶³, all'interno della quale sono maggiori gli elementi su cui è necessario riflettere. La necessità di stabilire un *benchmark* di confronto per definire se una determinata operazione presenti un costo effettivamente eccessivo richiede uno sforzo aggiuntivo in termini di dati in *input*, che si esplicita nell'individuazione dei benefici derivanti dall'operazione di ripristino. Banalmente, se i benefici in termini economici derivanti dall'adozione dell'intervento sono uguali o maggiori ai costi sostenuti, l'ipotesi di ripristino risulta conveniente, e viceversa²⁶⁴.

La fase di comparazione tra costi e benefici di un determinato progetto permette di includere nell'analisi anche aspetti legati alla soddisfazione delle esigenze della popolazione coinvolta nel fenomeno di danno.

Partendo dall'assunzione tale per cui «*a benefit is defined as any addition to human wellbeing*»²⁶⁵ e applicando tale definizione (che presenta intrinsecamente un forte legame con l'ambito delle preferenze personali) al tema del danno alle risorse ambientali, si perviene ad un modello di valutazione nel quale i benefici di un'operazione di ripristino sono uguali al danno evitato alla

²⁶⁰ L'attualizzazione è un'operazione necessaria per confrontare costi le cui tempistiche di riferimento sono differenti tra di loro. A tal proposito afferma Hauer, «*without discounting priorities among actions become ambiguous*», E. Hauer, *Computing what the public wants: some issue in road safety cost-benefit analysis, Accident Analysis and Prevention*, 43, 2011, pag. 160. Si rimanda al capitolo 2 per un approfondimento del tema.

²⁶¹ Nel caso in cui l'alternativa scelta non sembri eccedere il livello economico accettabile, la CEA può ritenersi sufficiente.

²⁶² «*In the CBA context an action is appropriate when its benefits exceed costs and if no alternative use of the same money is more attractive than the chosen one*», Hauer, opera citata, 2011, pag. 151.

²⁶³ L'ACB parte dalle riflessioni sviluppate nell'ambito della CEA e le approfondisce sotto un punto di vista comparativo (tra costi da un lato e benefici dall'altro). In altre parole, la CEA può essere vista come una sorta di semplificazione della ACB, in quanto prende in considerazione solo i costi (oppure solo i benefici) relativi ad un'ipotesi di intervento.

²⁶⁴ In realtà, l'analisi costi-benefici non è sufficiente da sola a determinare la migliore operazione di ripristino per un determinato danno alle risorse naturali, ma costituisce piuttosto uno dei diversi *input* da prendere in considerazione. L'estensione delle considerazioni ad aspetti di natura etica, sociale e politica può condurre a situazioni in cui l'opzione vincente in campo economico è da escludere a favore di altre più soddisfacenti sotto altri punti di vista.

²⁶⁵ Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, opera citata, 2001, Annex B, pag. 32.

biodiversità, includendo in tale valutazione anche le perdite temporanee. In altre parole, il riferimento è alla recuperata capacità da parte delle risorse naturali danneggiate di garantire nuovamente servizi alla collettività.

In coerenza con il principio secondo cui i danni ambientali vanno analizzati facendo riferimento alle condizioni “con danno/senza danno”, anche i benefici vanno riferiti a queste due situazioni.

Partendo dal presupposto che «*a decrease in human wellbeing is defined as a cost*»²⁶⁶, l’applicazione del concetto in un contesto di danno alle risorse naturali include la valutazione di due elementi, i costi legati alla perdita di biodiversità ed i costi per il ripristino.

Per quanto riguarda la definizione dei benefici dovuti ad un’azione di recupero, è necessario individuare i soggetti che ne godono, i quali generalmente sono funzione del tipo di intervento che si sta analizzando. Nel caso di interventi di riparazione primaria, i soggetti che beneficiano del ripristino coincidono con quelli che sono stati danneggiati; nel caso invece di opere di compensazione, la possibilità è duplice: se esse hanno luogo dove si è verificato il danno, le due categorie coincidono; se la compensazione riguarda territori diversi rispetto a quelli colpiti, gli individui danneggiati e quelli che godono dei benefici non sono gli stessi soggetti.

In tale contesto può risultare problematico individuare quella fascia di popolazione che usufruisce delle risorse ambientali relativamente al valore di non uso, mentre è più facile individuare i consumatori che si avvicinano al bene per il valore d’uso. Nella definizione del Valore Economico Totale delle risorse ambientali il riferimento metodologico è costituito dalle tecniche estimative introdotte nei capitoli precedenti, poiché sono in grado di rispondere all’esigenza di riportare ogni elemento ad un’unità monetaria²⁶⁷.

In coerenza con quanto si è detto finora, per portare a termine efficacemente un’analisi costi-
efficacia è necessario aver esaurito le seguenti fasi:

- valutazione del fenomeno di danno in termini di significatività delle conseguenze sull’ecosistema, in modo da poter definire le condizioni iniziali di riferimento e gli obiettivi di ripristino;
- individuazione delle opzioni di ripristino primario in grado di rispondere alle esigenze di volta in volta definite;
- stima dei costi associati a tali interventi;

²⁶⁶ Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, opera citata, 2001, Annex B, pag. 33.

²⁶⁷ Necessità questa che deriva a sua volta dal fatto che la comparazione tra costi e benefici può avvenire solo se essi sono espressi nella medesima unità di misura.

- individuazione delle opzioni di ripristino compensativo ritenute idonee;
- stima dei costi associati a tali interventi;
- calcolo dell'ammontare complessivo dei costi attualizzati al variare delle combinazioni di intervento ipotizzate.

Con l'individuazione dell'alternativa più economica si esaurisce l'analisi. Nel caso in cui si ritenga opportuno approfondire la valutazione perché i costi stimati sembrano eccessivi, si entra nel campo delle analisi costi-benefici²⁶⁸. Si rende quindi necessario calcolare l'ammontare dei benefici in termini economici attualizzati dell'opzione analizzata.

Nonostante i benefici non convertibili in unità monetaria non dovrebbero rientrare nell'analisi, poiché in realtà tali elementi hanno spesso un peso rilevante nella struttura decisionale, il risultato economico della valutazione non può essere considerato esaustivo per il processo di scelta. In tale prospettiva, si rende necessario il ricorso al giudizio di esperti²⁶⁹.

Ovviamente, indicatori non monetizzabili che si riferiscano a situazioni negative rientrano nella categoria dei costi, mentre indicatori non monetizzabili correlati ad aspetti positivi si configurano come benefici.

In casi del genere, è questa la casistica degli esiti a cui si può giungere:

- 1) se i benefici (monetizzati) superano i costi (monetizzati) e gli aspetti qualitativi presentano una connotazione nel complesso positiva, l'operazione di ripristino avrà come risultato una maggioranza di benefici;
- 2) se i benefici (monetizzati) superano i costi (monetizzati) e gli aspetti qualitativi hanno nel complesso una connotazione negativa, è necessario procedere ulteriormente nell'analisi e confrontare i benefici (monetizzati netti) e i costi (non monetizzati) e viceversa;
- 3) se i costi (monetizzati) superano i benefici (monetizzati) e gli aspetti qualitativi presentano una connotazione a maggioranza negativa, l'opzione analizzata risulta non conveniente da un punto di vista economico.

Quanto si è preso in considerazione finora si basa sull'assunzione tale per cui sia possibile definire e misurare costi e benefici degli interventi di ripristino con assoluta certezza. Nella realtà, molto spesso tale condizione non si verifica. Esistono infatti molti aspetti che introducono nelle

²⁶⁸ «Cost-benefit analysis is the determination by computation of whether to spend public money on some action. Ideally the outcome of the CBA computation should tell what, given the opportunity, a well informed public would choose», Hauer, opera citata, 2011, pag. 151.

²⁶⁹ In tal senso, le analisi *Multicriteria* possono essere di aiuto.

valutazioni di danno agli ecosistemi naturali elementi di incertezza²⁷⁰; essi sono generalmente riconducibili alle seguenti cause:

- mancanza di dati relativi alla situazione antecedente il danno, la cosiddetta situazione “*without damage*”, oppure incertezza sulla loro affidabilità e completezza;
- impossibilità di definire con certezza l'estensione del danno per mancanza di dati caratterizzanti le condizioni originarie o per incapacità di comprendere a fondo le dinamiche ambientali manifestatesi a seguito del fenomeno;
- impossibilità di prevedere con certezza il grado di successo delle operazioni di ripristino per carenza di informazioni sulle tempistiche entro le quali attendersi i primi risultati e incertezza nell'ipotizzare le condizioni di sviluppo dell'ambiente sul medio-lungo periodo;
- impossibilità di definire nel dettaglio i benefici legati alle operazioni di ripristino per una o più delle seguenti motivazioni: non sono chiare l'estensione del danno, la percentuale di successo delle diverse operazioni di ripristino e la fascia di popolazione coinvolta; non è facile definire le preferenze dei soggetti coinvolti e comprendere quali aspetti essi interpretino come benefici; il giudizio eventualmente espresso da parte di esperti nella fase di valutazione degli elementi di natura non monetaria può essere soggettivo e pertanto confutabile;
- la convenienza economica di un'operazione di ripristino piuttosto che di un'altra può essere fortemente condizionata dal tasso di sconto scelto²⁷¹.

²⁷⁰ Nell'ambito di tali valutazioni sarebbe necessario distinguere tra “rischio” e “incertezza”, in quanto i due concetti sono differenti, come lo sono le metodologie di analisi. In particolare, «*risk is defined as some known combination of the probability of an event occurring, and the scale of the event. Uncertainty arises when this probability distribution is not known and the scale of the event, if it occurs, may be known accurately or only imperfectly*», Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, opera citata, Annex B, 2001, pag. 44. Metodologie di analisi a cui riferirsi per l'analisi di rischio sono la simulazione stocastica, la stima dei valori attesi e il premio di rischio. Per quanto riguarda invece la valutazione dell'incertezza, i metodi applicabili fanno riferimento alla valutazione di meccanismi istituzionali: *performance standars, design standars* e fattori di contingenza. Un interessante riferimento di natura più speditiva e superficiale ma talvolta sufficiente nel contesto di tali tematiche, è l'analisi di sensitività, basata sui cosiddetti “*what if...?*” *scenarios*. Essa in realtà da sola non è in grado di dirimere nessuna questione, ma illustra quanto il risultato dell'analisi costi-benefici sia sensibile alle variazioni dei parametri coinvolti. Si rimanda alla letteratura di settore per un approfondimento di tale tematiche.

²⁷¹ A tal proposito si veda Hauer, secondo il quale «*without discounting the comparison of costs and benefits of alternative actions is complex and unconvincing [...]; for CBA discounting is of essence. Without computing the present value of all future consequences it would be difficult for a CBA to determine whether action A or B is more attractive. Except when the answer is self-evident, the conclusion depends on the choice of the social discount rate. A high SRD favors projects with benefits occurring early while a low SRD favors projects the benefits of which occur later. Unfortunately there are several school of thought about what SRD is, and many methods of SDR estimation*», Hauer, opera citata, 2011, pp. 158 e 162.

E' interessante sottolineare come l'ACB possa essere utile anche per tutti quei casi nei quali la migliore opzione di ripristino identificata per quanto riguarda il confronto tra costi e benefici non è in grado di garantire il ritorno ad una situazione pari a quella precedente al danno per qualità e valore delle risorse²⁷². Quando si verifica una situazione del genere ma per la quale sussistono impatti sul sistema tali da giustificare tempi e costi, è possibile ricorrere all'approccio "valore-valore" e ragionare in termini di riparazione compensativa. Tale analisi equivale in parte ad un'analisi costi-benefici nella quale il confronto avviene tra risorse perdute e ripristinate in termini di valore.

4.7 Proposta di una metodologia di valutazione della convenienza economica di politiche ambientali attraverso il concetto di danno mancato

La metodologia per la valutazione della convenienza economica di politiche ambientali presentata in questo lavoro costituisce una rielaborazione di quanto suggerito in letteratura per l'analisi *ex-post* dei disastri ambientali (Economic Commission for Latin America and the Caribbean, 2003, Ando *et al.* 2004; Universal Management Group, 2010; Government of Haiti *et. al.*, 2010; Asian Development Bank and World Bank, 2009) e dell'impatto economico di strategie di governo del territorio (Department for Environmental Food and Rural Affairs, 2007, Department for Business Innovation & Skill, 2010, European Commission, 2008, Commissione Europea e Direzione Generale Ambiente, 2001) basata sul concetto di danno mancato.

Il metodo contempla valutazioni di natura qualitativa e analisi quantitative in termini monetari²⁷³; le fasi fondamentali del percorso sono illustrate nella tabella che segue (Tab. 23).

²⁷² Si tratta di casi per i quali l'approccio "servizio-servizio" non è applicabile.

²⁷³ A tal proposito, si ritiene interessante citare l'osservazione di Almerico Realfonzo secondo il quale le analisi economico-estimative hanno dimostrato che, per quanto riguarda la valutazione dei danni all'ambiente, i valori che necessitano di essere presi in considerazione sono sia di tipo monetario che non monetario (Realfonzo, 1989).

Tab. 23 Metodologia proposta per la valutazione della convenienza economica di politiche di tutela ambientale

Descrizione della fase	Risultati attesi
Individuazione delle politiche ambientali delle quali si intende definire la convenienza economica.	Individuazione dell'oggetto dell'analisi (in termini di tipologia di azioni previste, di tempistiche di riferimento, di estensione della porzione di territorio e della fascia di popolazione coinvolta <i>etc.</i>).
Studio dell'ambiente naturale nel quale le politiche individuate nella fase precedente si inseriscono.	Raccolta dati in termini di specie e <i>habitat</i> naturali protetti, di pressioni ambientali ed antropiche presenti, di eventuali danni precedentemente avvenuti. Si intende fare riferimento principalmente a banche dati esistenti oppure a campagne di monitoraggio già effettuate.
Definizione delle ricadute in termini qualitativi sul territorio e sull'ambiente delle politiche di tutela introdotte.	Individuazione di un elenco qualitativo di ricadute.
Selezione di quei benefici legati all'introduzione delle politiche ritenuti maggiormente caratterizzanti la strategia stessa.	Individuazione di un <i>set</i> di benefici sui quali focalizzare l'analisi.
Definizione dei costi legati a tali politiche.	Individuazione dei costi sostenuti per l'introduzione delle politiche oggetto dell'analisi e per il monitoraggio della loro efficacia nel tempo.
Trasferimento di tali benefici in unità monetarie utilizzando le diverse tecniche estimative disponibili in letteratura.	Definizione del valore economico dei benefici.
Definizione di un <i>set</i> di ipotesi di danni ambientali che si sarebbero potuti verificare in mancanza della strategia oggetto dell'analisi.	Individuazione di un elenco di possibili conseguenze sull'ambiente naturale nel caso di mancato inserimento delle politiche ambientali di cui si intende definire la convenienza economica.
Definizione delle ricadute sul territorio di tali fenomeni di danno e individuazione delle diverse azioni di ripristino a cui sarebbe stato necessario ricorrere nel caso in cui il danneggiamento delle risorse ambientali si fosse effettivamente verificato.	Individuazione di una serie di ipotesi di ripristino associate alle diverse ipotesi di danno.
Trasferimento in unità monetarie di tali interventi facendo riferimento ai costi di ripristino.	Individuazione dei costi legati all'ipotetico verificarsi dei fenomeni di danno.
Comparazione tra i costi sostenuti per l'introduzione della politica da un lato e i benefici economici derivanti da tale strategia sommati ai costi evitati dall'altro.	Definizione del valore monetario della politica analizzata e indicazioni sulla convenienza economica della stessa in termini di danno mancato.

(Fonte: nostra elaborazione)

Per quanto riguarda la fase di identificazione delle possibili azioni di ripristino da associare alle ipotesi di danno e di definizione del loro costo, si intende fare riferimento a quanto riportato nella normativa comunitaria ed italiana, concentrando l'attenzione sulle specie e gli *habitat* naturali protetti.

In particolare, in tale contesto viene innanzitutto sottolineata la necessità di orientare la scelta delle opzioni di riparazione alle migliori tecniche disponibili, qualora esse siano definite, e di tenere conto dei seguenti aspetti:

- l'effetto di ciascuna opzione sulla salute e sulla sicurezza pubblica;

- il costo di attuazione dell'intervento;
- la probabilità di successo del ripristino;
- l'adeguatezza dell'opzione nell'impedire il verificarsi di danni futuri e di effetti collaterali negativi, sia in fase di introduzione che di esercizio;
- la capacità dell'intervento scelto di contribuire ad un ritorno delle risorse e dei servizi danneggiati a condizioni il più possibile prossime a quelle presenti prima del verificarsi del danno;
- la misura in cui l'opzione tiene conto di aspetti sociali, economici e culturali e di altri fattori specifici dell'ecosistema danneggiato e del territorio coinvolto;
- il tempo necessario affinché l'intervento sia efficace e la riparazione ambientale presenti i primi risultati;
- il collegamento geografico rispetto al sito danneggiato nel caso in cui si tratti di misure di natura compensativa (D. Lgs. 152/06, parte sesta, allegato 3).

Il D. Lgs. 152/06 evidenzia inoltre come sia possibile per taluni casi specifici di danno optare per misure di riparazione primaria che non riportino le specie e gli *habitat* naturali protetti danneggiati alle condizioni originarie oppure, se ciò avviene, con tempistiche più lunghe rispetto a quelle garantite da altre azioni. E' questa una decisione che può essere presa soltanto se le risorse naturali ed i servizi non perduti e non ripristinati per quanto riguarda il sito primario danneggiato sono compensati da un aumento delle azioni complementari o compensative, in modo da fornire un livello di risorse naturali e servizi simile a quello andato perduto. Si tratta di una scelta orientata ad utilizzare in modo strategico le risorse economiche nel caso in cui sia possibile garantire altrove risorse naturali e servizi equivalenti a quelli perduti ad un costo inferiore.

L'Autorità competente può decidere di non intraprendere ulteriori misure di riparazione rispetto a quelle ipotizzate o messe in atto nei seguenti casi:

- le misure di riparazione già intraprese sono in grado da sole di garantire che non sussiste più un rischio significativo di effetti nocivi per la salute umana, l'acqua, le specie e gli *habitat* naturali protetti;
- i costi e le misure di riparazione da adottare per raggiungere le condizioni originarie o un livello simile risultano sproporzionati rispetto ai vantaggi ambientali che si possono ottenere.

In particolare, per approfondire il secondo punto il riferimento è alle analisi costi-efficacia e costi-benefici di cui si è già parlato.

La scelta del livello di approfondimento delle analisi è sito-specifica ed evento-specifica, in quanto dipende da fattori quali la scala del danno, la rilevanza delle risorse danneggiate, l'estensione della popolazione coinvolta *etc.*²⁷⁴. Si tratta inoltre di valutazioni di natura multidisciplinare in quanto si propongono di analizzare aspetti afferenti a sfere diverse; come tali, esse richiedono la collaborazione di numerose figure professionali coordinate in *team*: «*a minimum requirement would be ecologists, economists and legal professionals*»²⁷⁵.

Per rispondere adeguatamente all'esigenza di quantificare in termini economici le possibili soluzioni di ripristino da attuare nell'ipotesi in cui si fossero verificati quei danni ambientali che invece le politiche di tutela hanno scongiurato e volendo in questo senso ragionare in termini di diversi livelli di intervento, il riferimento è alle categorie riportate in letteratura (Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2001).

Per quanto riguarda le operazioni di ripristino primario, l'analisi di scenario può riferirsi a tre livelli di intervento: intervento completo, intervento limitato non intervento. Nella tabella che segue (Tab. 24) si riporta una descrizione di tale caratterizzazione.

Tab. 24 Opzioni per il ripristino primario di danni alle risorse naturali

Ipotesi di intervento completo	Ipotesi di intervento limitato	Ipotesi di non intervento
Completo ripristino, in termini di ricreazione dell' <i>habitat</i> (ripristino dei suoli, reintroduzione delle specie animali e vegetali <i>etc.</i>).	Gestione dell' <i>habitat</i> al fine di incoraggiare un processo naturale di ripristino (reintroduzione vegetale limitata, controllo delle specie invasive, rimozione degli inquinanti dal suolo e dalle acque).	Nessun intervento di natura antropica; il ripristino è di tipo naturale, con tempistiche e modalità proprie dell'ecosistema danneggiato.
Monitoraggio		

(Fonte: nostra elaborazione)

Nella selezione dei progetti di ripristino compensativo²⁷⁶, è necessario valutare a che punto essi siano in grado di fornire servizi comparabili con quelli che sono andati perduti a causa del danno, in modo da minimizzare la differenza tra situazione "con" e "senza" danno. Si rimanda alla tabella che segue (Tab. 25) per una classificazione in quattro categorie di tali opzioni di ripristino al variare delle natura delle risorse ripristinate (NRDA, 1996). Tale categorizzazione è finalizzata a creare una

²⁷⁴ Non ha senso impostare una valutazione di danno che comporti un costo superiore al valore monetario del danno medesimo.

²⁷⁵ Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, opera citata, Executive summary, 2001.

²⁷⁶ Si tratta di interventi da prendere in considerazione per ottenere una compensazione delle perdite temporanee nel caso in cui le operazioni di riparazione primaria non siano possibili o sufficienti.

gerarchia di opzioni in termini di desiderabilità, ovvero di capacità di rispondere positivamente alle esigenze imposte dalla riparazione compensativa.

Tab. 25 Categorie di progetti di riparazione compensativa

Categoria di progetto di riparazione compensativa	Caratteristiche delle risorse e dei servizi garantiti
Classe I	Stessa tipologia, stessa qualità e valore comparabile.
Classe II	Stessa tipologia, uguale o differente qualità, valore non comparabile.
Classe III	Tipologia e qualità comparabili.
Classe IV	Tipologia e qualità non comparabili.

(Fonte: nostra elaborazione)

Ovviamente, per quanto si è detto finora, il primo obiettivo a cui si deve tendere è la realizzazione di una situazione nella quale vengono fornite risorse e servizi ecosistemici di ugual tipo, medesima qualità e valore comparabile rispetto alle condizioni “senza danno”.

I progetti ricadenti nella classe I sono pertanto i più desiderabili e come tali vanno presi in considerazione per primi, seguiti da quelli di classe II e III. Se non si è in grado di garantire soluzioni afferenti alle classi I, II e III, è opportuno riconsiderare la natura degli interventi previsti. Inoltre, se è possibile attuare più opzioni di ripristino ricadenti nella medesima classe, è necessario approfondire ulteriormente l’analisi facendo riferimento ai criteri di costo.

Capitolo 5.

Il danno ambientale nei principi comunitari alla base della tutela delle risorse naturali

Ogni inquinamento costituisce inevitabilmente un deterioramento dell'ambiente, definibile come danno. Per chi svolge attività produttive, evitare tali danni comporta un costo, che è variabile da contesto a contesto e che generalmente è riconducibile ad investimenti in termini impiantistici, all'adozione di misure cautelative, alla scelta delle migliori tecnologie disponibili *etc.* Se il responsabile non si assume i costi necessari per evitare o almeno ridurre tale inquinamento, l'ambiente viene deteriorato e il benessere della popolazione coinvolta ne risente. Si parla in questo caso di esternalizzazione dei costi (Bresso 1993; Nesper 2009; Pearce e Turner, 1991), in quanto queste spese vanno a ricadere su terzi, sulla collettività, oppure sull'amministrazione pubblica, la quale deve farsi carico del ripristino ambientale²⁷⁷. Questo processo di natura complessa è ben riassunto nell'affermazione dello scienziato tedesco Ernst Ulrich von Weizsäcker, secondo il quale «*Von der ökologischen Wahrheit sind die Preise noch weit entfernt*»²⁷⁸.

Uno dei primi studiosi ad indagare le diseconomie ambientali fu l'analista economico Arthur Pigou il quale, intorno agli anni Venti del secolo scorso, sostenne l'importanza di inserire la questione ambientale nei processi economici. Secondo il suo pensiero, la strada da percorrere per ottenere tale risultato faceva riferimento all'integrazione dei costi legati allo sfruttamento delle risorse naturali nei prezzi dei beni o dei servizi offerti sul mercato (Pigou, 1920); egli, inoltre, sottolineava la difficoltà di definire tecnicamente il risarcimento ogni qualvolta un soggetto fornisce un servizio ad un altro individuo a seguito del quale si creano disservizi nei confronti di altre persone non direttamente coinvolte. Dall'evoluzione del pensiero di Pigou deriva il principio "chi inquina paga"²⁷⁹.

²⁷⁷ In situazioni del genere si parla di "diseconomia esterna negativa", inteso come quel fenomeno che si verifica ogni qualvolta un individuo, nel perseguire il proprio benessere, fa ricadere gli effetti dannosi della propria condotta su altri soggetti (Bresso, 1993; Pearce e Turner, 1991).

²⁷⁸ Ernst Ulrich von Weizsäcker, *Erdpolitik: Ökologische Realpolitik als Antwort auf die Globalisierung*, 1997, Primus Verlag, pag. 145. La traduzione di tale affermazione proposta dalla scrivente è la seguente: "i prezzi sono ancora molto lontani dal raccontare la verità ecologica".

²⁷⁹ Il principio è sinteticamente conosciuto come "PPP": *Polluter Pays Principle*. È stato utilizzato per la prima volta dal Comitato per l'ambiente dell'*Organisation for Economic Cooperation and Development* (OECD) nel 1962; compare nell'ordinamento della Comunità Europea nel 1973 all'interno del I Programma d'azione in materia ambientale e successivamente è stato oggetto della raccomandazione n. 75/436 del Consiglio della Comunità europea, ove si dichiara che «le persone fisiche o giuridiche responsabili di un inquinamento devono sostenere i costi degli interventi

Tale principio, insieme a quello di prevenzione, è alla base del VI Programma Quadro di azione per l'ambiente, nel quale viene ribadita l'importanza dell'azione preventiva. In particolare, l'esigenza di garantire un elevato livello di prevenzione, presenta forti correlazioni con il tema del danno mancato²⁸⁰, mentre per il principio "chi inquina paga" il riferimento è alla necessità di quantificare in termini economici i fenomeni di danno alle risorse naturali.

Se è vero che «un principio cardine nel diritto ambientale è l'obbligo di non provocare danni»²⁸¹, è altrettanto condiviso che tale convinzione deriva da un'evoluzione delle procedure di gestione dell'ambiente alla quale si è assistito nell'ultimo secolo.

Volendo ripercorrere brevemente le fasi fondamentali che hanno portato alla definizione della moderna concezione di tutela, un primo punto di riferimento nella legislazione internazionale del secolo scorso risiedeva nel riconoscimento a ciascuno Stato del diritto di sfruttare le risorse naturali presenti sul territorio all'interno del quale veniva esercitata la sovranità, per mezzo di scelte politiche ed economiche²⁸². Poi, la decisione "*Trail Smelter Arbitration*", emessa nel 1941 nei confronti del Canada per i danni provocati dalle emissioni in atmosfera originate da una fonderia e coinvolgenti agricoltori statunitensi, ha cambiato la prospettiva di analisi. In tale situazione, il tribunale affermò che «secondo i principi del diritto internazionale, [...] nessuno Stato può usare o permettere che si usi il proprio territorio in modo da provocare danni al territorio di un altro Stato o alle persone e ai beni di proprietà privata che lì si trovino, allorché i danni provocati sono seri e la responsabilità sia chiara al di là di ogni dubbio»²⁸³. Gli eventuali interrogativi residui sulla piena operatività di tale principio sono stati dissipati dal progressivo affermarsi a partire dalla fine degli anni Settanta della consapevolezza di dover introdurre regole ben definite di protezione dell'ambiente, finalizzate a contenere gli impatti negativi legati alle attività antropiche, anche nel caso di fenomeni di inquinamento transfrontaliero.

Si giunge così alla formulazione nel 1972 del principio 21 della Dichiarazione di Stoccolma secondo il quale «gli Stati hanno, in accordo con la Carta delle Nazioni Unite e i principi di diritto internazionale, il diritto sovrano di sfruttare le proprie risorse naturali conformemente alle proprie politiche ambientali e la responsabilità di assicurare che le attività esercitate entro i limiti della

necessari per eliminare o ridurre l'inquinamento». Attualmente costituisce uno dei principi fondamentali dell'Unione Europea in materia di ambiente (art. 174 del Trattato dell'Unione Europea).

²⁸⁰ Si rimanda al capitolo 4 per un approfondimento del tema.

²⁸¹ S. Nespore, *Il Governo dell'ambiente, La politica e il diritto per il progresso sostenibile*, 2009, Milano, pag. 244.

²⁸² Da tale principio si evince come la sovranità di ciascun Stato sul proprio territorio non incontrasse grandi limiti di azione.

²⁸³ S. Nespore, opera citata, 2009, Milano, pag. 245.

loro giurisdizione o controllo non causino danni all'ambiente di altri Stati o ad aree al di là dei limiti della giurisdizione nazionale»²⁸⁴.

Vent'anni dopo, nel 1992, il principio viene ripreso nell'ambito della Conferenza delle Nazioni Unite sull'ambiente e lo sviluppo tenutasi in quell'anno a Rio De Janeiro e inserito nella Dichiarazione che segue l'incontro. La formulazione assume una veste nuova in quanto viene esplicitato per la prima volta il riferimento al concetto di sviluppo: «Conformemente alla Carta delle Nazioni Unite ed ai principi del diritto internazionale, gli Stati hanno il diritto sovrano di sfruttare le proprie risorse secondo le loro politiche ambientali e di sviluppo, ed hanno il dovere di assicurare che le attività sottoposte alla loro giurisdizione o al loro controllo non causino danni all'ambiente di altri Stati o di zone situate oltre i limiti della giurisdizione nazionale»²⁸⁵. Si arriva così ad un'interpretazione del concetto di tutela dell'ambiente e di gestione dei fenomeni di danno più simile a quella caratterizzante la legislazione comunitaria e nazionale attuale. Addirittura, secondo la definizione del giurista britannico Philippe Sands, il principio di sovranità sull'uso e lo sfruttamento delle risorse temperato all'obbligo di non arrecare danni ad altri costituisce ad oggi, «la pietra miliare del diritto internazionale dell'ambiente»²⁸⁶.

Soffermandosi sul principio "chi inquina paga", esso si pone l'obiettivo di ottenere l'internalizzazione di tutti i costi legati alle attività produttive²⁸⁷; per definizione, mostra una natura preventiva e presenta un forte rapporto con il tema del risarcimento per danni ambientali. Ad oggi tale strumento, oltre alla funzione preventiva esplicitata, presenta anche una forte valenza sanzionatoria; secondo questa accezione, il principio diventa infatti elemento di supporto al più generale principio secondo il quale chiunque arrechi, con il proprio comportamento, un danno a terzi è tenuto al risarcimento. In particolare, secondo l'Unione Europea, l'affermarsi della responsabilità per danno all'ambiente costituisce proprio una modalità diretta di realizzazione del principio "chi inquina paga" (Nespor, 2009).

Un altro punto di riferimento fondamentale in materia di tutela ambientale è il citato principio di prevenzione, il quale rappresenta un'evoluzione del principio di responsabilità giuridica²⁸⁸.

²⁸⁴ *Dichiarazione delle Nazioni Unite sull'ambiente umano*, principio 21, 1972.

²⁸⁵ *Dichiarazione di Rio sull'ambiente e lo sviluppo*, principio 2, 1992.

²⁸⁶ Philippe Sands (1995), in S. Nespor, opera citata, 2009, Milano, pag. 247.

²⁸⁷ L'internalizzazione dei costi ambientali all'interno dei prezzi di beni e servizi scambiati sul mercato può avvenire ricorrendo a strumenti di natura diversa. Tra questi i più utilizzati sono le indicazioni normative tese ad imporre il risarcimento dei danni, la predisposizione di regole vincolanti per il rispetto di limiti e di *standard* predeterminati, gli strumenti economici che fanno leva su meccanismi di mercato quali gli incentivi, i sussidi, i premi.

²⁸⁸ Affinché il principio di responsabilità giuridica fosse applicabile, erano elementi necessari la presenza di un comportamento colposo e l'onere, a carico di chi avesse subito conseguenze dannose, di provare danno e nesso di causalità.

L'ampliarsi, da un lato, dei confini della responsabilità oggettiva a tutte le attività che possono comportare il rischio di danni all'ambiente e, dall'altro, la crescente importanza attribuita alla prevenzione, riconoscono in tale principio una sempre maggiore rilevanza. Attualmente, esso costituisce uno dei cardini della politica ambientale dell'Unione Europea ed è espressione di una riconosciuta esigenza di tutela dell'ambiente e della qualità della vita²⁸⁹. Il principio impone a chiunque svolga attività o compia scelte che possano produrre effetti negativi sull'ambiente, di adottare soluzioni che impediscano o almeno limitino tali effetti prima che essi si realizzino, piuttosto che procedere successivamente con azioni riparatorie o risarcitorie. Si interseca per molti aspetti con un altro principio fondamentale, quello di precauzione²⁹⁰. Secondo alcuni autori (Nespor, 2009), la differenza tra i due principi risiede nell'ambito di applicazione: la prevenzione si rivolge ad azioni individuali, mentre la precauzione riguarda la politica ambientale nel suo complesso. Inoltre, differiscono per le caratteristiche dei rischi dei quali si occupano: il principio di prevenzione opera quando le conseguenze sull'ambiente sono scientificamente o statisticamente prevedibili, mentre quello di precauzione impone l'adozione di misure di cautela per impedire danni i cui effetti non sono prevedibili in base alle conoscenze scientifiche e tecnologiche disponibili al momento dell'analisi. Proprio per questa approssimazione nel livello di conoscenza dell'oggetto, tale secondo principio è spesso di difficile e dubbia interpretazione. In realtà, il grado di applicabilità dipende anche dalla scelta di volerne recepire una formulazione di natura "forte" oppure "debole". Nel primo caso, l'idea di fondo è di respingere ogni nuova tecnologia posta in commercio se prima non se ne sia dimostrata la completa assenza di conseguenze nocive per l'ambiente e la salute. Sulla base di questa interpretazione, nel momento in cui i potenziali effetti avversi di un'attività non possono essere pienamente valutati, sarà necessario rinunciare alla realizzazione (Nazioni Unite, 1982). Secondo la lettura "debole" del concetto, invece, una nuova tecnologia può essere vietata solo quando l'impatto sull'ambiente o sulla salute determini preoccupazioni fondate sulla base di informazioni scientifiche disponibili. Tra questi due estremi proposti, sono state formulate negli anni numerose chiavi di lettura intermedie. In particolare, la Dichiarazione di Rio de Janeiro si inserisce nel dibattito affermando che «al fine di proteggere l'ambiente, gli Stati applicheranno secondo la loro capacità il metodo precauzionale [...]; in caso di

²⁸⁹ Nel I Programma d'azione ambientale il riferimento a tale principio è esplicito, in quanto l'obiettivo primario a cui le politiche ambientali devono tendere è «evitare la creazione di inquinamento o danni alla fonte, invece di combatterne in seguito gli effetti» (Comunità Europea, 1973). Successivamente, l'Atto Unico Europeo ha inserito il principio dell'azione preventiva tra i fondamenti dell'azione dell'Unione Europea in materia ambientale.

²⁹⁰ «*Better safe than sorry*» (Nespor, opera citata, 2009, pag. 254) è lo *slogan* con il quale viene spesso esemplificato il principio di precauzione, secondo il quale è molto meglio assumere misure precauzionali in anticipo rispetto che soffrire delle conseguenze di danni avvenuti.

rischio di danni gravi o irreversibili, la mancanza di certezza scientifica non deve costituire un pretesto per rimandare l'adozione di misure adeguate ed effettive, anche in rapporto ai costi, dirette a prevenire il degrado dell'ambiente»²⁹¹. Inoltre, il principio di precauzione è ripreso all'art. 174 del Trattato di Amsterdam dove, di concerto con altri riferimenti, viene interpretato quale base per garantire un elevato livello di tutela dell'ambiente nell'Unione Europea. In realtà, implicando valutazioni di carattere politico e sociale legate alla lettura del concetto di incertezza scientifica che si intende adottare, è stato accantonato da molti paesi, tra cui l'Italia²⁹² (Nespor, 2009). In particolare, è assente nella normativa ambientale statunitense, dove è stato sostituito dall'analisi costi-benefici.

A tal proposito, è interessante sottolineare come, nelle scelte riguardanti il governo dell'ambiente, due sono i paradigmi ad oggi predominanti per misurare l'accettabilità del rischio: l'analisi dei costi e dei benefici²⁹³ da un lato e l'applicazione del principio di precauzione dall'altro (Nespor, 2009). Il primo approccio riguarda la valutazione di tutte le conseguenze, positive e negative, di una determinata scelta, con l'obiettivo di definire se essa sia effettivamente in grado di garantire il raggiungimento di un livello soddisfacente di benefici per la collettività rispetto ai costi da sostenere. Si tratta di una metodologia molto diffusa negli Stati Uniti, dove viene utilizzata per la valutazione di regolamentazioni pubbliche, al fine di ottimizzare le risorse economiche. Il principio di precauzione invece non persegue la strada dell'ottimizzazione economica, ma tende piuttosto ad impedire il verificarsi di danni con conseguenze non note e imprevedibili.

²⁹¹ Dichiarazione di Rio sull'ambiente e lo sviluppo, punto 15, 1992.

²⁹² In verità, nel territorio nazionale tale decisione è ad oggi in corso di ripensamento.

²⁹³ Si rimanda al capitolo 4 per un approfondimento del tema. Un'interessante applicazione della metodologia da parte dell'agenzia statunitense preposta alla tutela dell'ambiente (EPA) risale al 1985. In particolare, l'obiettivo era verificare quali fossero i costi e i benefici per gli Stati Uniti relativamente alla messa al bando dei prodotti dannosi per lo strato di ozono, in due casi distinti: 1) adozione del Protocollo di Montréal da parte della comunità internazionale; 2) attuazione unilaterale da parte degli Stati Uniti. Dall'analisi dei dati (Tab. 1), emerge come sarebbe risultata conveniente per gli Stati Uniti l'attuazione unilaterale del Protocollo rispetto ad una situazione di non intervento. Inoltre, i benefici sarebbero stati ancora più ingenti nel caso di adozione globale del documento. Nella valutazione dei benefici furono inclusi e valutati in termini monetari anche aspetti sociali quali i casi di cancro alla pelle evitati, i decessi che ne sarebbero derivati ed i vantaggi tratti da settori economici coinvolti direttamente dal provvedimento quali la pesca e l'agricoltura.

Tab. 1 Costi e benefici del Protocollo di Montréal per gli Stati Uniti in miliardi di dollari (1995)

	Assenza di controlli	Protocollo di Montréal	Attivazione unilaterale da parte degli Stati Uniti
Benefici	0	3,575	1,373
Costi	0	0,021	0,021
Benefici netti (B-C)	0	3,554	1,352

(fonte: nostra elaborazione da Nespor, 2009)

6. Uno strumento di natura economica per la conservazione delle risorse ambientali: *Payments for Environmental Services (PES)*

6.1 Definizione dei *Payments for Environmental Services*

I servizi ecosistemici rivestono un ruolo fondamentale nel garantire benessere alle popolazioni; alcuni di essi, essenziali per la vita dell'uomo, non possono essere ottenuti da beni antropici sostitutivi, condizione questa che rende ancora più urgente la necessità di contrastare il degrado a cui sono sottoposte le risorse naturali.

Le attuali esigenze di salvaguardia degli ecosistemi pongono oggi interessanti spunti di riflessione circa le modalità di introduzione del valore economico delle funzioni ecosistemiche²⁹⁴ nelle dinamiche di mercato²⁹⁵.

In particolare, lungo il processo che permette agli utenti finali di usufruire dei servizi naturali, si generano dei costi di "fornitura"; tali spese, per troppo tempo ignorate, richiedono oggi un'attenta valutazione.

Secondo Costanza *et al.* (1997), il valore monetario dei servizi ecosistemici è così elevato che, se essi venissero effettivamente pagati per quello che valgono²⁹⁶, il sistema economico presenterebbe una composizione molto diversa da quella attuale²⁹⁷.

²⁹⁴ E' questo il contesto scientifico nel quale, in tempi recenti, sono state sviluppate nuove modalità di gestione e valutazione dei servizi ecosistemici, tra cui i *Payments for Environmental Services*. Si tratta di strumenti non solo di natura scientifica e tecnica, ma anche e soprattutto caratterizzati da una forte matrice politica e strategica. Per un approfondimento del tema si rimanda a I. R. Feldman e R.J. Blaustein, secondo i quali «*it is clear that the ecosystem services framework will inevitably transition from the scientific and technical sphere to the policy and regulatory realm*», R. Feldman e R.J. Blaustein, *Ecosystem Services as a framework for Law and Policy*, Environmental Law Reporter 10756, 2007, pag. 32.

²⁹⁵ A tal proposito, Costanza *et al.*, (1997), affermano che «*because ecosystem services are not fully "captured" in commercial markets or adequately quantified in terms comparable with economic services and manufactured capital, they are often given too little weight in policy decisions*», R. Costanza, R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton e M. van den Belt, *The value of the world's ecosystem services and natural capital*, Nature, Vol. 387, 1997, pag. 253. Secondo gli autori, le funzioni ed i servizi garantiti dagli ecosistemi sono molteplici e tutti fondamentali per la vita dell'uomo. Nel tentativo di quantificarne il valore economico, essi considerano 17 macrocategorie di funzioni ecosistemiche («*gas regulation, climate regulation, disturbante regulation, water regulation, water supply, erosion control and sediment retention, soil formation, nutrient cycling, waste treatment, pollination, biological control, refugia, food production, raw materials, genetic resources, recreation, cultural*») e giungono a formulare interessanti ipotesi di mercato: «*We have estimated the current economic value of 17 ecosystem services for 16 biomes, based on published studies and a few original calculations. For the entire biosphere, the value (most of which is outside the market) is estimated to be in the range of US\$16-54 trillion (10¹² per year, with an average of US\$33 trillion per year. Because of the nature of the uncertainties, this must be considered a minimum estimate. Global gross national product total is around US\$18 trillion per year*» pp. 253- 254.

²⁹⁶ Addirittura, i due autori ritengono che, poiché le risorse naturali sono sempre più scarse, in caso di danni di natura irreversibile, il valore economico delle funzioni ecosistemiche potrebbe tendere all'infinito.

Proprio nel tentativo di fornire una risposta a queste problematiche, gli economisti si sono recentemente interrogati sulla possibilità di introdurre nel mercato meccanismi di “commercializzazione” dei beni ambientali: i *Payments for Environmental Services* (PES, Pagamenti per Servizi Ambientali, PSA).

I PES costituiscono un modello di pagamento per i servizi ambientali²⁹⁸ basato sul meccanismo degli incentivi economici²⁹⁹. Diffusisi notevolmente negli ultimi dieci anni, tali strumenti costituiscono oggi un’interessante modalità di implementazione delle politiche di protezione e conservazione dei servizi ecosistemici³⁰⁰. L’idea di base è trasformare i beni pubblici ambientali in veri e propri prodotti di mercato³⁰¹, nella logica della transazione³⁰² diretta tra consumatore e produttore³⁰³. L’obiettivo finale è mettere in comunicazione tra loro “produttori” e “fruitori” dei servizi ecosistemici³⁰⁴, richiamando i principi delle analisi di contingenza³⁰⁵.

²⁹⁷ «*Estimating economic values is not enough. The subsequent stage of policy is to design markets that capture the values (market creation) ideally for the benefit of the many vulnerable communities that rely on the forests for their well-being*», D. Pearce, *The Economic Value of Forest Ecosystems*, Ecosystems Health, Vol.7 No. 4, Blackwell Science, 2001, pag. 284.

²⁹⁸ Con il termine “servizio ambientale” Landell-Mills e Porras (2002) e Wunder (2005), intendono i seguenti aspetti: fissazione del carbonio; regimazione delle acque nei bacini montani; biodiversità; bellezze paesaggistiche. Più dettagliata è la definizione di Gomez-Baggethun *et al.*, (2010), secondo i quali «*ecosystem services included most in market schemes so far include i) carbon sequestration in biomass or soils; ii) provision of habitat for endangered species; iii) protection of landscape; iv) various hydrological functions related to the quality, quantity, or timing of freshwater flows from upstream areas to downstream users*», E. Gomez-Baggethun, R. de Groot, P. L. Lomas, C. Montes, *The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes*, Ecological Economics, 69, 2010, pag. 1214.

²⁹⁹ «*This mechanism is basically a new type of subsidy that aims to protect ecosystem services by providing an economic incentive to land managers to adopt land use or management practices favourable to the protection of ecosystem services. Unlike traditional subsidies, which are financed by taxpayers at large, payments are – at least in theory- financed directly and voluntarily by the beneficiaries of the ecosystem services PES helps maintain. This is why PES is sometimes referred to as a “market-based instrument” or a “market for ecosystem services”*», D. Perrot-Maitre, *The Vittel payments for eco system services: a “perfect” PES case?* International Institute for Environment and Development, London, UK; 2006, pag. 6.

³⁰⁰ Secondo Bougherara *et al.*, (2009), la trasformazione di alcuni beni naturali in prodotti di mercato può costituire la soluzione all’internalizzazione dei costi ambientali.

³⁰¹ «*Arguably, PES is the most promising innovation in conservation since Rio 1992, but it needs to be tried out on a much larger scale with more variety in applications to learn what works and what does not*», S. Wunder, *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. CIFOR Occasional Paper, No. 42, Center for International Forestry Research, Jakarta, 2005, pag. 3.

³⁰² In linea generale, si intende per “transazione” la risoluzione, per mezzo di un trasferimento di diritti di proprietà, di un conflitto nato per l’utilizzo di specifiche risorse, tra almeno due parti coinvolte. In ambito ambientale, l’elemento rilevante delle transazioni non consiste tanto nel fatto che esistano un soggetto che “compra” e uno che “vende” le risorse naturali, quanto piuttosto nel fatto che tale processo di “vendita” stimola i soggetti coinvolti alla tutela e alla conservazione dell’ambiente. La gestione di tali operazioni presenta dei costi, che possono essere interpretati come il “costo per trasferire diritti” sull’utilizzo delle risorse ambientali.

³⁰³ I potenziali “venditori” di servizi ecosistemici sono tutti coloro i quali si trovano, per ragioni di diversa natura, ad operare nell’ottica della salvaguardia e del mantenimento della qualità ambientale di un territorio.

³⁰⁴ «*The core idea of PES is that extra ES beneficiaries make direct, contractual and conditional payments to local landholders and users in return for adopting practices that secure ecosystem conservation and restoration*», S. Wunder, *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. CIFOR Occasional Paper, No. 42, Center for International Forestry Research, Jakarta, 2005, pag. 1.

Si tratta, inoltre, di una metodologia in grado di dare un contributo al processo di trasformazione del ruolo delle pubbliche amministrazioni, da enti di controllo ad attori della programmazione strategica³⁰⁶.

A tal proposito, così afferma Wunder (2007):

«Give a man a fish and you feed him for a day. Teach a man to fish and you feed him for a lifetime». This proverb expressed well the attraction of conservation-through-development approaches: removing the obstacles to sustainable development (poverty, shortages of capital, technology, and skills) would fix the problem by enabling people to realize their higher-level needs and embark on pro-conservation paths, in principle, forever. Unfortunately, the teaching-to-fish conservation strategy has not worked as well as planned. First, although the person may have been taught to fish, he or she might still have enough time and resources to extract logs, shoot game, and clear forests – nothing per se obliges the person to conserve. Second, what does it take to teach a person to fish? If it takes one strategy paper, two village-development plans, three participatory workshops, four action researches, a fish-processing plant, and an army of project staff and consultants, it might be cheaper to buy the person a fish every day. This is precisely the justification for PES: the promise of higher efficiency from direct, contingent rewards»³⁰⁷.

Le interpretazioni del concetto di PES disponibili in letteratura sono ad oggi numerose. Secondo Wunder (2007): *«payments for environmental services represent a new, more direct way to promote conservation [...]. PES will likely become one among several valid conservation approaches»³⁰⁸*, mentre è opinione di Farley e Costanza (2010) che i Pagamenti per i Servizi Ambientali costituiscano uno strumento concreto di inclusione dei principi della tutela ambientale nelle dinamiche di mercato³⁰⁹.

Secondo E. Gomez-Baggethun et al. (2010), *«the focus on monetary valuation and payment schemes has contributed to attract political support for conservation. [...] With increasing research on the monetary value of ecosystem services, interest has grown in the design of Market Based*

³⁰⁵ Il meccanismo si basa sulla disponibilità a pagare da parte degli utenti finali per usufruire dei servizi ecosistemici.

³⁰⁶ I PES sono infatti capaci di stimolare l'autoregolamentazione e le iniziative volontarie della società civile.

³⁰⁷ S. Wunder, *The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation*, Conservation Biology, Volume 21, No. 1, 2007, pag. 56.

³⁰⁸ S. Wunder, opera citata, 2007, pp. 48-49. In particolare, l'autore definisce i PES come un *«contingent conservation approach»* e afferma che *«compelling conceptual arguments have been made that PES schemes are more cost-effective than Integrated Conservation and Development Projects»*, pag. 56.

³⁰⁹ Per approfondimenti, si rimanda al lavoro di Farley e Costanza, nel quale essi affermano: *«We take the position that ecosystem services are essential, non-substitutable and poorly understood, and there are real costs to their provision and protection. Someone must pay those costs [...]. The idea is that ideal PES schemes should integrate ecosystem services into markets, and should be like any other market transaction. We therefore follow Muradian et al., in defining PES as a transfer of resources between social actors, which aims to create incentives to align individual and/or collective land use decisions with the social interest in the management of natural resources»*, J. Farley e R. Costanza, *Payments for ecosystem services: from local to global*, Ecological Economics, 69, 2010, pp. 2060 e 2062.

Instrument to create economic incentives for conservation»³¹⁰, mentre Engel et al., (2008) affermano che «*in the theoretical literature on PES, it has been suggested that the direct nature of PES transaction induces PES to be both more effective and more cost-efficient than indirect tools such as ICPDs or eco-friendly premiums requiring investments in alternative lines of production (Ferraro and Kiss, 2002; Ferraro and Simpson, 2002, 2005)*»³¹¹.

Volendo però individuare un'unica definizione di riferimento, si può affermare che ha senso parlare di *Payments for Environmental Services* solo quando sono rispettate le seguenti condizioni:

- (i) la transazione è volontaria³¹²,
- (ii) riguarda un ben preciso servizio ambientale (o una forma d'uso del suolo che garantisca la fornitura del servizio stesso);
- (iii) il servizio viene acquistato da (minimo) un consumatore³¹³ e
- (iv) venduto da (minimo) un produttore,
- (v) se e solamente il produttore garantisce continuità nella fornitura³¹⁴ (Wunder, 2005; Engel et al., 2008).

Sebbene semplice in apparenza, questa definizione nasconde in sé molti elementi di complessità: si tratta infatti di relazionare tra loro aspetti di diversa natura (tecnici, economici, sociali, legali e

³¹⁰ E. Gomez-Baggethun, R. de Groot, P. L. Lomas, C. Montes, *The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes*, Ecological Economics, 69, 2010, pp.1209 e 1214. Nel loro lavoro di ricerca, gli autori ripercorrono le diverse letture economiche date ai servizi ambientali nel tempo. In questo percorso evolutivo, particolarmente interessante è la trasformazione del concetto di "servizi ecosistemici" da elementi privi di mercato a servizio dell'uomo, a realtà caratterizzate da elevati valori monetari, fino al tentativo di renderli prodotti da vendere e comprare. «*The commodification process is finally completed with the implementation of institutional structures allowing for transactions in market exchanges, as occurred with the establishment of PES schemes. By creating economic incentives for conservation, market-based mechanisms can induce logics of individualism and competition in societies previously structured upon community and reciprocity values. As observed by Vatn, (2010), payments may change the logic from doing what is considered appropriate to start thinking what is individually best to do*», pp. 1215-2116.

³¹¹ S. Engel, S. Pagiola, S. Wunder, *Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries*, Ecological Economics, 65, 2008b, pag. 843.

³¹² Condizione essenziale per la realizzazione di un PSA è che sia individuabile un servizio ambientale scambiato volontariamente sul mercato.

³¹³ La domanda di servizi ambientali può essere generata da attività di natura privata (ad esempio le pratiche di ecoturismo), da politiche pubbliche (attività rivolte alla protezione delle specie protette) e da esigenze di internalizzazione dei costi ambientali (si pensi, ad esempio, al mercato delle emissioni di carbonio) (Wunder, 2007).

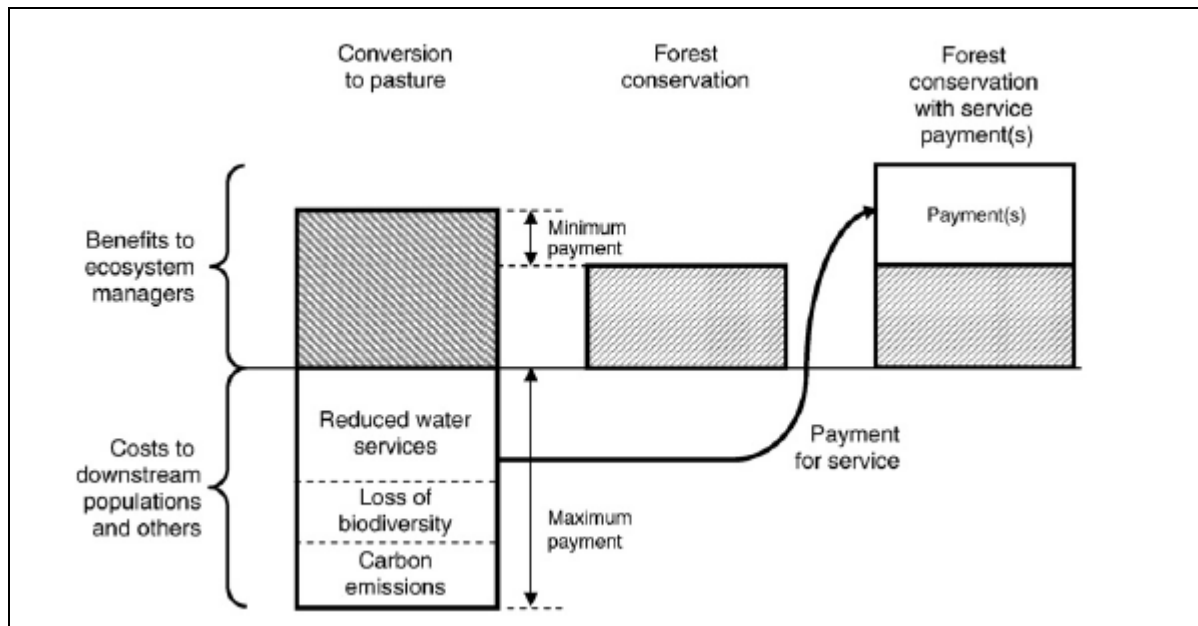
³¹⁴ Un caso emblematico di PSA è quello relativo all'accordo sottoscritto tra l'azienda municipalizzata per la fornitura dei servizi idrici della città di New York ed i proprietari forestali del bacino di captazione. In base a tale documento, i proprietari forestali si impegnano a gestire i propri boschi secondo un programma che garantisca effetti positivi sulla qualità e la costanza del deflusso idrico. La compensazione per l'attività di regimazione viene corrisposta attraverso un'addizionale sulla tariffa idrica, pagata dagli utenti finali. Si tratta di un caso di successo in quanto, da un lato, l'implementazione del programma ha permesso di risparmiare circa 9 miliardi di dollari (cifra che altrimenti sarebbe stato necessario esborsare per la realizzazione degli impianti di depurazione) e, dall'altro, i proprietari forestali hanno potuto contare su un reddito annuale costante (Landell-Mills e Porras, 2002).

politici). Inoltre, per dar vita ad un programma PES efficace, è necessario giungere ad una conoscenza approfondita delle diverse voci di spesa che lo caratterizzano³¹⁵.

Per quanto si è detto, è chiaro che i meccanismi PES fondano la loro efficacia su un principio diverso da quello “chi inquina paga” (Engel *et al.*, 2008a, 2008b): “*Provider gets and user or beneficiary pays*”³¹⁶ (Pagiola e Platais, 2007; Pettenella, 2008).

La logica alla base dei PES è mostrata nella figura che segue (Fig. 11).

Fig. 11 La logica alla base dei PES



(Fonte: Engel *et al.*, 2008a, p. 665)

Il punto di partenza del meccanismo è l'individuazione di due categorie di soggetti economici: da un lato, coloro i quali sono in grado, per motivazioni diverse, di fornire servizi ecosistemici; dall'altro, gli utilizzatori finali dei servizi.

Si supponga che il primo gruppo di soggetti, optando per modalità di gestione delle risorse ambientali capaci di garantirne l'integrità, goda di una serie di benefici economici (si pensi, ad esempio, al caso in cui un ente gestore di un'area protetta riceva dei compensi per l'adozione di determinate politiche forestali che hanno condotto ad elevati livelli di conservazione). Si ipotizzi inoltre che, come spesso succede, tali guadagni siano inferiori a quelli che si sarebbero potuti

³¹⁵ A tal proposito, si vedano S. Pagiola *et al.*, secondo i quali «*although the PES approach is intuitively appealing, putting it into practice is far from simple*», S. Pagiola *et al.*, *Paying for Biodiversity Conservation Services in Agricultural Landscapes*, Environment Department, Paper No. 96, Environmental Economics Series, 2004, pag. 13.

³¹⁶ Coloro che forniscono benefici ambientali devono essere remunerati per tale fornitura da parte dei fruitori che, appunto, devono pagarne l'utilizzo.

ottenere da usi alternativi del territorio, più orientati allo sfruttamento delle risorse e meno alla conservazione (si pensi, ad esempio, alla conversione di foreste in zone per il pascolo)³¹⁷.

Il verificarsi di un pagamento, quale corrispettivo dell'utilizzo, da parte dei soggetti che hanno usufruito dei servizi ecosistemici, può rendere le politiche di tutela e conservazione "più appetibili" rispetto a modalità di gestione alternative le quali, al contrario, senza tale esborso, sarebbero caratterizzate da un maggiore convenienza economica³¹⁸.

In altre parole, i PES costituiscono uno strumento capace di internalizzare determinati costi ambientali che altrimenti sfuggirebbero alle dinamiche di mercato³¹⁹.

Ovviamente, affinché il meccanismo funzioni efficacemente, la transazione economica deve soddisfare entrambe le parti coinvolte: da un lato, ai fornitori del servizio deve essere corrisposta una somma maggiore di quella che avrebbero ottenuto da un uso alternativo delle risorse mentre, dall'altro, ai beneficiari del servizio deve essere chiesto di spendere meno dei benefici economici ottenuti dall'utilizzo dei servizi ecosistemici stessi³²⁰.

In questo senso, i Pagamenti per i Servizi Ambientali hanno utilità solo quando sussiste una qualche forma di minaccia per le risorse ambientali, sia essa in atto o prevista per il futuro. Senza tale elemento di possibile degrado, l'approccio dei PES non sembra in grado di fornire un contributo decisivo; inoltre, quando un alto grado di minaccia è correlato ad un elevato costo opportunità, i PES generalmente non costituiscono la risposta. Come gli altri incentivi economici, essi hanno senso ai margini della remuneratività, quando il pagamento di cifre contenute può costituire il fattore decisivo verso forme di utilizzo più sostenibile delle risorse³²¹.

L'introduzione dei PES quale modalità di implementazione di politiche di conservazione e tutela delle risorse ambientali³²² giunge al termine di un lungo percorso di riflessione che ha visto i

³¹⁷ Nel computo economico complessivo è necessario inserire anche quei costi che, nel caso di adozione di politiche non conservazionistiche, sarebbero gravati sugli utilizzatori finali a causa della soppressione di determinati servizi ecosistemici (si pensi, ad esempio, ai costi della deforestazione in termini di erosione dei suoli, mancato stoccaggio di anidride carbonica etc. sui soggetti a valle del processo) e che invece vengono risparmiati grazie ad interventi di tutela preventiva.

³¹⁸ «From the land users' perspective, the biodiversity conservation and carbon sequestration benefits are externalities. As such, they do not take them into consideration in making their land use decisions, thus reducing the likelihood that they will adopt practices that generate such benefits», S. Pagiola et al., opera citata, 2004, pag. 11.

³¹⁹ Ovviamente, il meccanismo dei PES non va interpretato come la soluzione ad ogni problematica ambientale, ma solo come una modalità di gestione dei servizi ecosistemici che, coinvolgendo il mercato, mira a rendere appetibili le politiche di tutela anche per ragioni di convenienza economica.

³²⁰ Tale cifra, inoltre, deve essere minore di quanto sarebbe stato necessario esborsare per far fronte ad eventuali danni ambientali riconducibili alla mancata salvaguardia delle risorse ambientali.

³²¹ Al contrario, quando un utilizzo sostenibile delle risorse naturali è già più redditizio di un uso indiscriminato, non ha senso ricorrere ai PES.

³²² Con l'approvazione della Legge Galli sul ciclo integrato dell'acqua (Legge 36/1994), il concetto di PSA trova compimento nel contesto italiano: all'art. 24, la legge prevede infatti che una quota della tariffa idrica possa essere

legislatori e la letteratura di settore interrogarsi sulle possibili soluzioni ai problemi dell'internalizzazione delle esternalità ambientali e del danno ambientale³²³.

In particolare, tali analisi si sono concentrate principalmente sull'individuazione dei punti di forza e di debolezza di tasse ambientali, meccanismi di mercato, strumenti di regolamentazione "command and control"³²⁴ e Progetti Integrati di Conservazione e Sviluppo³²⁵ (Engel, 2008)³²⁶.

In realtà, secondo alcuni autori (Gatto e Secco, 2008), la numerosità degli strumenti a disposizione dei decisori politici è così elevata che la distinzione tra strumenti regolamentativi e di controllo e strumenti di mercato non è in grado di rispecchiarne la varietà: «anche la lapidaria classificazione proposta da Bemelmans –Videc *et al.*, (1998), in "carrots, sticks and sermons"³²⁷ – carote, bastoni e sermoni- non rende giustizia alla ricchezza di mezzi di cui effettivamente si dispone»³²⁸.

Quale esito di questo percorso di confronto tra strumenti, la tendenza attuale sembra essere quella di ritenere che la creazione di mercati per le risorse ambientali da un lato e la

destinata ad interventi di salvaguardia delle aree nel bacino di captazione. Secondo il modello PSA, il bene oggetto di compravendita è il servizio di regimazione svolto dalle acque montane nei riguardi della risorsa idrica, mentre i beneficiari sono le Autorità d'Ambito Territoriale Ottimale (AATO) e, per loro tramite, gli utenti finali della fornitura idrica. I fornitori, invece, vengono intesi come gli abitanti delle aree montane in generale, per il tramite degli Enti Locali quali le Province e le Comunità Montane. In particolare, per quanto riguarda la Regione Piemonte, nella quale l'applicazione dello strumento è in fase avanzata (Gatto e Secco, 2008), il meccanismo di pagamento prevede che una quota della tariffa variabile dal 3% all'8% venga destinata alle attività di difesa e tutela del territorio montano.

³²³ Nel passato, le politiche ambientali facevano riferimento ad un sistema di vincoli per il mantenimento delle funzioni pubbliche delle risorse ambientali. Ora, invece, si sta gradualmente assistendo ad una evoluzione verso principi di conservazione attiva dell'ambiente e del territorio (da attuare attraverso indennizzi e politiche di prevenzione).

³²⁴ Gli strumenti "command and control" (nella cui categoria rientra, ad esempio, la creazione di aree protette), mirano ad una protezione delle risorse naturali diretta e senza il ricorso ad incentivi economici. In talune situazioni, è possibile una collaborazione tra strumenti "command and control" e meccanismi PES.

³²⁵ *Integrated Conservation and Development Projects* (ICDPs).

³²⁶ Per un confronto approfondito tra gli strumenti elencati, si rimanda al lavoro di Engel *et al.* (2008). Secondo gli autori, i PES soffrono di alcune inefficienze che invece i meccanismi di tassazione non presentano; sono invece da considerarsi più efficienti rispetto alle modalità di gestione basate sul "command and control", e sembrano essere una valida alternativa ai ICDPs. In tale contesto, oggetto di dibattito sono le modalità secondo le quali integrare i diversi strumenti: «*the key question is, thus, not whether we should promote markets instead of government intervention, but what is the optimal combination of market, hierarchical and cooperative systems for governing environmental resources utilization and management?*», S. Engel *et al.*, *Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues*, Ecological Economics, No. 65, 2008a, pag. 670.

³²⁷ Con il termine "stick" si intendono forme di governo delle risorse ambientali basate sulla regolamentazione imposta ("repressione"); "carrot" si riferisce a politiche che si fondano su incentivi o disincentivi a seconda del comportamento adottato, mentre nel caso di "sermon", il riferimento è alla persuasione, da ottenere tramite programmi di informazione strutturati e condivisi. Un'altra possibile tassonomia degli strumenti per la gestione delle risorse naturali ed ambientali fa riferimento alle seguenti tre macrocategorie: 1) strumenti "command and control", ovvero l'imposizione di *standard* e regolamentazioni ambientali; 2) il ricorso al mercato, inteso sia come utilizzo di mercati esistenti (attraverso sussidi, incentivi, sgravi fiscali *etc.*) che come creazione di nuovi mercati (da realizzare attraverso la compravendita di permessi, di quote/diritti sui mercati internazionali e la compravendita diretta di beni e servizi); 3) l'informazione e la partecipazione, da realizzare attraverso la consultazione degli *stakeholders*, le certificazioni volontarie, la partecipazione ai processi decisionali (World Bank, 2003).

³²⁸ P. Gatto e L. Secco, *Nuove linee di intervento per la remunerazione dei servizi delle foreste*, Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura, Taormina (ME), 16-19 ottobre 2008, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze 2008, pag. 1096.

partecipazione attiva della società civile nei processi decisionali dall'altro, costituiscano gli elementi su cui puntare per una gestione sostenibile dell'ambiente.

6.2 Tipologie di *Payments for Environmental Services*

La transazione economica alla base dei meccanismi PES può assumere diverse forme; nella tabella che segue (Tab. 26) sono schematizzate le diverse tipologie richiamate in letteratura.

Tab. 26 Tipologie di PES presenti in letteratura

Tipologia di PES	Descrizione del meccanismo	Possibili applicazioni in campo forestale
Sistemi di compensazione monetaria a favore dei fornitori di servizi ecosistemici da parte delle pubbliche amministrazioni.	Il settore pubblico si impegna a riconoscere un compenso monetario a tutti quei soggetti che si sono impegnati per fornire servizi ecosistemici. Il prezzo può essere stabilito tramite aste o unilateralmente dai decisori pubblici; inoltre, può essere standardizzato o negoziato su base individuale.	<ul style="list-style-type: none"> • Indennizzi silvo-ambientali previsti dai Piani di Sviluppo Rurale; • indennizzi a favore dei gestori delle aree protette per la conservazione di alberi vetusti; • compensi economici per l'organizzazione di attività di educazione ambientale.
Creazione di mercati per la compravendita di crediti/debiti legati a servizi ambientali.	L'operatore pubblico definisce gli <i>standard</i> di emissione che devono essere rispettati dai diversi soggetti coinvolti. Questi ultimi, possono decidere di rispettare i vincoli definiti o di acquistare sul mercato quote di servizi ambientali per sopperire al mancato raggiungimento degli obiettivi.	Il mercato delle quote di carbonio connesso all'introduzione di politiche di miglioramento degli <i>stock</i> forestali. Segue

Continua

Tipologia di PES	Descrizione del meccanismo	Possibili applicazioni in campo forestale
Prodotti e servizi con marchio.	I PES si realizzano tramite la creazione di segmenti di mercato dedicati a prodotti differenziati in base alle <i>performance</i> ambientali raggiunte (ad esempio per mezzo del marchio <i>ecolabel</i>).	Sistemi di certificazione da applicare ai seguenti ambiti: <ul style="list-style-type: none"> • politiche di gestione forestale; • origine dei prodotti spontanei dei boschi; • coltivazione biologica; • filiera dei prodotti e servizi con marchi di aree protette oppure <i>zero carbon emission/carbon neutral</i> (legati ad investimenti compensativi delle emissioni di gas serra).
Iniziative autonome nel settore privato (<i>green marketing</i>)	Le imprese si organizzano in modo da internalizzare i servizi ambientali offerti. Le transazioni avvengono sulla base della semplice interazione tra domanda ed offerta.	Remunerazione ai responsabili di operazioni di pulizia e manutenzione dei boschi da parte dei gestori di attività turistiche, ricreative, sportive, di educazione ambientale <i>etc.</i> che usufruiscono dei risultati di tali servizi.

(Fonte: Pettenella, 2008).

Alla suddivisione riportata in tabella, si aggiunge la categorizzazione basata sulla coincidenza tra i soggetti che acquistano i servizi ambientali e quelli che li utilizzano. In particolare, quando vi è corrispondenza tra le due categorie di individui, si parla di “*user-financed*”, mentre quando ciò non avviene, il riferimento è a PES “*government-financed*” (in quanto il ruolo di “compratore” è rivestito da organizzazioni istituzionali).

6.3 Caratteristiche dei *Payments for Environmental Services*

L’obiettivo finale dei meccanismi PES è stimolare una forma di remunerazione monetaria capace di compensare la differenza che sussiste tra i benefici che derivano da politiche improntate alla tutela ambientale e quelli legati a scelte “meno conservazionistiche” ma più convenienti da un punto di vista economico. Elemento chiave è la definizione chiara e condivisa non solo dei soggetti beneficiari, ma anche del servizio specifico da essi acquistato, in quanto gli “acquirenti” non sono interessati ad un generico “servizio ecosistemico”, ma ad elementi ben definiti³²⁹.

³²⁹ La disponibilità a pagare da parte di un individuo per usufruire di un determinato bene ambientale dipende dalle caratteristiche specifiche del bene, dai servizi che esso è in grado di fornire e dal valore economico attribuito al servizio stesso (da confrontare con i costi relativi ad usi alternativi delle risorse coinvolte).

Affinché tali strumenti siano però effettivamente in grado di condizionare le politiche ambientali³³⁰, essi devono rispondere a specifici requisiti in termini di analisi costi-benefici³³¹, sostenibilità sociale³³² ed ambientale, replicabilità e durata³³³. A queste condizioni, si aggiunge la necessità di infrastrutture istituzionali di supporto per la gestione delle diverse attività e per regolamentare le operazioni in modo da evitare che, durante la fase di erogazione dei servizi ambientali, avvenga un trasferimento dei danni da un ecosistema ad un altro.

Inoltre, nella logica secondo cui un PSA prevede l'attivazione di un meccanismo finanziario attraverso il quale, da un lato, si trasforma il servizio ambientale in un vero e proprio prodotto commerciale e, dall'altro, si riconosce al produttore il diritto di rivendicarne il pagamento, è fondamentale che le diverse parti coinvolte concordino sull'individuazione puntuale del servizio ambientale che si vuole commerciare, sul suo valore economico (e sul possibile prezzo di mercato) e sulle modalità contrattuali e di pagamento³³⁴ (P. Gatto e L. Secco, 2008).

³³⁰ Secondo diversi autori (Pagiola *et al.* 2004; Pagiola, 2008), le maggiori difficoltà applicative dei meccanismi PES si riscontrano nell'ambito delle politiche di conservazione della biodiversità, in quanto è molto difficile identificarne e delimitarne gli utilizzatori; inoltre, le caratteristiche di non escludibilità dall'uso di questo bene costituiscono un forte incentivo al comportamento da "free rider", con un conseguente scarso interesse al pagamento. A quanto detto, si aggiunge il fatto che si tratta di un ambito nel quale tutt'ora permangono condizioni sfavorevoli legate a scarsa collaborazione tra le istituzioni, mancata revisione del quadro normativo su vincoli e diritti di proprietà e preferenza nei confronti di vecchi sistemi di controllo rispetto a nuove forme di autoregolamentazione.

³³¹ Un meccanismo PES deve essere in grado di garantire che l'adozione di politiche di conservazione e tutela sia conveniente, altrimenti i fornitori del servizio potrebbero optare per un uso alternativo delle risorse; d'altra parte, coloro i quali pagano per usufruire del servizio, devono ricevere in cambio un vantaggio ambientale che sia economicamente superiore di quanto abbiano erogato.

³³² In un contesto di scarsità delle risorse ambientali ed economiche, il ricorso al concetto di prezzo quale punto di riferimento per le transazioni, pesa le preferenze relativamente al potere di acquisto (secondo il principio tale per cui "one dollar, one vote") (Farley e Costanza, 2010). Da qui la necessità che i PES tengano in conto tanto le aspettative dei ricchi quanto quelle dei poveri, al fine di garantire almeno la soddisfazione dei bisogni primari di tutte le popolazioni. «PES systems should prioritize essential, non-substitutable ecosystem services, especially those for which supply is insufficient to satisfy basic needs, or under imminent threat of becoming so. This includes the regulation of climate and atmospheric gases, the provision of water and food, and the biodiversity that sustains all other services» J. Farley e R. Costanza, *Payments for ecosystem services: from local to global*, Ecological Economics, 69, 2010, pag. 2066.

³³³ Per mantenersi efficace nel tempo, un programma PES richiede la presenza di una fonte di finanziamento sicura e costante, che accompagni il progetto per tutta la sua durata.

³³⁴ Secondo Gatto e Secco (2008), requisiti fondamentali per determinare il successo o il fallimento di un programma di PSA sono l'efficacia, l'efficienza e l'equità distributiva del meccanismo attivato. In particolare, l'efficacia riguarda la capacità di produrre un servizio ambientale nei termini desiderati e si lega strettamente alla capacità di remunerare i produttori del servizio secondo un valore commisurato al valore del servizio stesso. L'efficienza è invece la capacità del programma di produrre il massimo reddito netto, sia nei riguardi dei produttori dei servizi che in termini economici più generali, tenendo conto ad esempio dei costi di transazione pubblici e privati da sostenere, mentre l'equità distributiva fa riferimento alla capacità di remunerare tutti i soggetti coinvolti nella filiera di produzione dei servizi. Efficienza e equità distributiva necessitano di essere mediate in modo che entrambe vengano soddisfatte; nonostante ciò, è chiaro che i tre diversi attributi sono mutualmente esclusivi e il livello finale raggiunto per ciascuno di essi è il frutto di un compromesso.

Condizione necessaria per valutare l'efficienza di un PES è disporre di informazioni circa le condizioni iniziali su cui esso è stato costruito³³⁵, in modo da poter verificare *ex-post* quali siano i benefici ambientali ed economici ad esso riconducibili.

Sebbene l'obiettivo primario dei PES sia quello di garantire nel tempo il mantenimento dei servizi ecosistemici³³⁶, secondo molti autori essi concorrono indirettamente al raggiungimento di importanti risultati addizionali, quali la riduzione della povertà³³⁷, la valorizzazione del patrimonio culturale e la stimolazione del mercato del lavoro³³⁸ (Engel *et al.*, 2008a e 2008b).

Inoltre, essi vengono spesso interpretati come valide "assicurazioni ambientali" da applicare a possibili scenari di danno all'ambiente (Wunder, 2007).

Secondo alcuni autori (Pagiola *et al.*, 2004), nonostante gli elementi positivi evidenziati, il fatto che negli ultimi anni siano stati implementati numerosi meccanismi PES, non implica necessariamente che essi costituiscano sempre la scelta migliore in ottica di tutela ambientale.

³³⁵ «If you buy an ES, whether you get what you paid for is much less self-evident. Since the ES is provided over time, you always need to consider what would hypothetically happen without your PES scheme, i.e. you need to construct some counterfactual ES baseline», S. Wunder, *Payments for environmental services: some nuts and bolts*, CIFOR Occasional Paper, No. 42, Center for International Forestry Research, Jakarta, 2005, pag. 8.

³³⁶ Per un approfondimento delle modalità secondo le quali un PES può condurre indirettamente a risultati in termini di conservazione della biodiversità, si rimanda ad un caso applicativo sviluppato in Costa Rica (Pagiola, 2008), nel quale viene evidenziato come la conversione dell'utilizzo del suolo da pascoli intensivi a pratiche silvo-pastorali, abbia permesso di ottenere benefici in termini di biodiversità e sequestro dell'anidride carbonica. A tal proposito, così afferma l'autore: «this project aims to generate both biodiversity conservation and carbon sequestration benefits by using a PES mechanism to encourage the conversion of extensive pastures to silvo-pastoral land uses», S. Pagiola, *Payments for environmental services in Costa Rica*, *Ecological Economics*, 65, 2008, pag. 715.

³³⁷ La World Bank sta lavorando in molti paesi in via di sviluppo (Costa Rica, Colombia, Nicaragua, Repubblica Dominicana, Ecuador, El Salvador, Mexico) per dar vita a sistemi PES in grado di promuovere politiche di conservazione delle risorse naturali (Pagiola e Platais, 2007; Pagiola, 2008).

³³⁸ «Why is PES thought to be a promising idea? There are, broadly, two sets of reasons that make PES attractive, one set focusing on the supply side of conservation problem, and the other on the demand side. PES can be considered an important supply-side innovation of directly "buying conservation". PES deals squarely with the reality that conservation is far from always "win-win": in fact, very often activities that are desirable from the point of view of society are quite unattractive to the farmers, loggers, fishers, and others who manage ecosystems directly. PES addresses this divergence between social and private benefits directly. Moreover, PES insists on conservation as a *quid pro quo*: those who provide valuable ES should be compensated –but only if they do, in fact, provide those ES. This promises to be a much more efficient way of achieving conservation. [...] This vision of PES is particularly relevant whenever the environmental financing side is available but is limited, and greater efficiency in environmental spending is the main concern. PES can also go beyond the goal of spending available conservation funding more efficiently, however. The second reason that PES is attractive is that it can be considered as a demand-side innovation. Conservation has frequently been seen as the responsibility of governments. But governments are not always well placed to determine what ES are important and how important they are. Even where governments are aware of the importance of ES, funding for conservation must battle with many other worthy demands on scarce budgetary resources. And even when funds are made available, the incentive structures of government bureaucracies are not necessarily conducive to their being used as effectively as they might be. By tapping ES users directly, most of these problems are bypassed: ES can provide new funding for conservation, but perhaps as important, that funding comes with two vital ingredients: information about which ES are valuable, and strong incentives to make sure that this funding is spent efficiently (Pagiola e Platais, 2007). User-financed PES programs are thus much more likely to be efficient than government-financed ones», S. Engel *et al.*, *Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries*, *Ecological Economics*, 65, 2008, pp. 850-851.

A tal proposito, Pagiola *et al.* (2004), ritengono che, benché i PES possano essere considerati tra i più economici strumenti di tutela a disposizione delle amministrazioni, la qualità del risultato che permettono di raggiungere è spesso meno soddisfacente di quanto ottenibile per mezzo di altre tecniche³³⁹. Un meccanismo PES, infatti, impone modalità di utilizzo delle risorse naturali tali da dover soddisfare contemporaneamente esigenze di conservazione e preferenze degli utilizzatori. Si tratta, di fatto, di definire un compromesso.

In generale, i principali elementi di inefficienza che possono inficiare un meccanismo PES sono riconducibili alle seguenti problematiche (Pagiola, 2008):

- la cifra che i beneficiari del servizio sarebbero disposti a pagare non è tale da indurre i fornitori ad adoperarsi per garantire l'integrità delle risorse;
- la tutela delle funzioni ecosistemiche viene garantita, ma il costo complessivo dell'operazione supera il valore economico riconosciuto ai servizi ecosistemici coinvolti;
- il ricorso ai PES richiede di esborsare cifre superiori a quelle che, a parità di risultati ottenuti, si spenderebbero optando per altri strumenti di tutela.

In particolare, le prime due tipologie di problemi costituiscono un'inefficienza di tipo sociale, in quanto conducono ad un risultato che non è ottimale da un punto di vista del benessere collettivo; per quanto riguarda invece il terzo elemento, esso costituisce una forma di inefficienza finanziaria, in quanto permette di tutelare una "quota minore" di servizi ambientali a parità di denaro speso³⁴⁰.

6.4 Meccanismi *Payments for Environmental Services* e danno ambientale

Il risarcimento per danni all'ambiente costituisce un'interpretazione dei principi della conservazione delle risorse ambientali complementare rispetto ai meccanismi PES: mentre nel primo caso viene richiesto al responsabile di pagare per il danno provocato all'ambiente e di adoperarsi per ripristinare le condizioni antecedenti al verificarsi dell'evento avverso, nel secondo si riconosce un privilegio economico a coloro i quali forniscono servizi ambientali e si impegnano per la salvaguardia delle risorse.

³³⁹ Si pensi, ad esempio, al caso in cui, al fine di tutelare le risorse naturali, venga istituita un'area protetta: essa, per definizione, condurrà a livelli di conservazione superiori a quelli che si potrebbero ottenere per mezzo di meccanismi PES.

³⁴⁰ In realtà, anche questa terza tipologia di problema si trasforma in inefficienza sociale nelle situazioni in cui i fondi a disposizione per implementare i PES siano limitati.

In particolare, in un'ottica di superamento del danno ambientale quale fattore da valutare *ex-post* a favore di un'interpretazione secondo la quale la scelta economicamente più vantaggiosa è la prevenzione, la filosofia dei PES sembra essere quanto mai interessante. Si ritiene infatti che, proprio l'attenzione alla tutela indotta nei fornitori di servizi dall'eventualità di un corrispettivo monetario, possa costituire uno strumento in grado di contribuire al diffondersi di politiche di prevenzione e tutela.

Capitolo 7.

Il tema della prevenzione nella progettazione urbanistica di un Comune e nelle politiche di gestione di un'area protetta: il caso del Comune di Avigliana e del Parco Naturale dei Laghi

7.1. Definizione e ruolo delle aree protette nello sviluppo di un territorio

Il percorso per giungere ad una definizione univoca di “area protetta” è stato lungo e complesso, al punto che tutt’ora non si può considerare concluso (Cimnaghi, 2010; Gambino *et al.*, 2008; Gambino, 2009; IUCN, 1994; IUCN, 2003; IUCN, 2004; IUCN-WCPA, 2007; IUCN, 2008a, 2008b, 2008c; Philips, 2003)³⁴¹.

Recentemente, l’IUCN ha definito, ottenendo generali consensi nel mondo scientifico, le aree protette come «*a clearly defined geographical space, recognised, dedicated and managed to achieve the longterm conservation of nature, associated ecosystem services and cultural values*»³⁴². Si tratta di una definizione ricca di significati, in quanto racchiude in sé i risultati del lungo processo evolutivo che ha visto modificare nel tempo il ruolo delle AP nella tutela delle risorse naturali e nel governo del territorio. Da luoghi esclusivamente dedicati alla protezione dell’ambiente, i cosiddetti “santuari della natura” per usare un termine ormai obsoleto, i parchi e le riserve sono oggi territori improntati allo sviluppo economico e culturale.

Secondo questa nuova interpretazione, le politiche di gestione delle AP devono sempre più indirizzarsi alla diffusione dei benefici della protezione al di là dei loro confini amministrativi³⁴³, promuovendosi come centri di programmazione e motori dello sviluppo sostenibile nei contesti allargati di appartenenza, attraverso la condivisione delle politiche con le popolazioni insediate. Ne emerge un quadro in cui le AP sono punto di riferimento per progetti di valorizzazione culturale, ambientale, economica e sociale.

Si riporta di seguito un prospetto nel quale sono riassunti i principali elementi caratterizzanti i nuovi paradigmi interpretativi relativamente alle AP recentemente proposti dall’IUCN (Tab.27).

³⁴¹ Si rimanda ai riferimenti bibliografici citati per un approfondimento del tema.

³⁴² IUCN, *Guidelines for applying protected area management categories*, Dudley Editor, Switzerland, 2008, pag. 8.

³⁴³ «*Benefits beyond Boundaries*», per richiamare lo *slogan* scelto dall’IUCN in occasione del V Congresso Mondiale dei Parchi avvenuto nel settembre 2003 in Sud Africa. I limiti amministrativi, spesso definiti per esclusive ragioni politiche e di consenso sociale, non devono rappresentare una barriera alla protezione.

Tab. 27 Confronto tra i diversi paradigmi interpretativi proposti per le aree protette

Paradigmi interpretativi tradizionali	Nuovi paradigmi interpretativi
Il processo di pianificazione delle AP è totalmente svincolato dalle esigenze delle popolazioni locali, volutamente escluse.	Si ricercano processi di pianificazione partecipata, con un'attenzione particolare rivolta alle esigenze e alle aspettative delle popolazioni locali.
Le AP sono istituite con l'obiettivo unico di conservare la natura.	Le AP sono interpretate come luoghi in cui perseguire obiettivi di natura diversa correlati tra di loro (sviluppo economico e sociale, protezione ambientale, ricerca scientifica, educazione ambientale <i>etc.</i>).
Il processo gestionale è a carico di personale con formazione prettamente naturalistica.	Il processo gestionale è sempre più improntato a competenze professionali diversificate, secondo un approccio multidisciplinare.
Le AP sono interpretate come "isole", senza legami con il territorio circostante e con le altre aree protette presenti sul territorio.	Le AP devono essere inserite in reti, con l'intento di sviluppare processi gestionali comuni e condivisi con il territorio circostante e con le politiche di tutela ambientale in generale.
Le AP sono gestite facendo riferimento principalmente ad obiettivi di breve termine, molto spesso legati alla fruizione turistica.	Le AP sono gestite secondo obiettivi a lungo termine. In questo contesto, sono sempre maggiori gli sforzi indirizzati a conciliare le esigenze di protezione con quelle di fruizione turistica, secondo i principi del turismo sostenibile e dell'ecoturismo.
Il processo gestionale si presenta come totalmente svincolato dalla valutazione degli impatti sulle politiche territoriali e sulla popolazione residente.	E' richiesta una sempre maggiore integrazione tra politiche di gestione del territorio, nella convinzione che le AP possano rivestire un ruolo fondamentale nello sviluppo economico e sociale dei luoghi in cui esse si trovano.

(Fonte: nostra elaborazione da Gambino *et al.*, 2008 e Philips, 2003).

Come si è già detto, nel tempo è cambiato profondamente il ruolo rivestito dalle AP nei processi di governo di un territorio, e il confronto tra i riferimenti sopra evidenziati riassume i principali connotati di questa evoluzione: sempre di più alle aree protette è richiesto di saper rispondere ad esigenze di protezione relativamente ad uno spettro molto ampio di ambienti, che si estendono da quelli caratterizzati da alta naturalità, fino ai paesaggi costruiti dall'uomo. Inoltre, esse assumono un ruolo decisivo nello sviluppo economico e sociale dei territori in cui si trovano.

A tal proposito, va sottolineato come negli ultimi anni si sia assistito a livello europeo ad una crescita incessante ed impetuosa dell'insieme delle AP, a sostegno di un persistente consenso sociale verso le politiche di conservazione della natura³⁴⁴.

Affinché il modello di gestione delle AP sia effettivamente in grado di fornire un contributo positivo allo sviluppo di un territorio, è necessario un costante confronto con le dinamiche che lo

³⁴⁴ Questo fattore, di natura ovviamente positiva nel panorama dalla protezione all'ambiente, purtroppo non sempre è accompagnato da azioni conservative concrete: da qui la necessità di uno sforzo maggiore per il raggiungimento di obiettivi di qualità.

riguardano, quali ad esempio la crescita del turismo, gli effetti del cambiamento climatico, il crescente fenomeno di abbandono delle terre in aree montane³⁴⁵.

La valenza delle AP nel contesto di riferimento nazionale è inequivocabile: basti pensare che in Italia, i parchi tutelano oltre 57.000 specie animali e ospitano più di 6.000 specie vegetali, pari al 50% della flora europea, di cui il 13% costituito da specie endemiche. Si tratta di una ricchezza inestimabile, anche dal punto di vista economico oltre che per i risultati ambientali ottenuti³⁴⁶.

7.2 La situazione delle aree protette italiane

Come si è già detto, il numero dei parchi in Europa è notevolmente aumentato negli ultimi anni. In particolare, l'Italia ha contribuito in maniera tangibile a questa cospicua crescita, prima con l'introduzione dei parchi regionali, e poi, dal 1991, con la creazione dei parchi nazionali e di numerose aree protette e siti comunitari.

Secondo Ippolito Ostellino³⁴⁷, nell'esperienza italiana le aree protette si possono individuare come una realtà concreta solo a partire dall'introduzione della Legge n. 394 del '91 *Legge Quadro sulle aree protette*, ovvero, «in termini storici, da ieri»³⁴⁸. Si tratta, di fatto, di una realtà ancora giovane e in favore della quale è necessario lavorare ed investire, anche perché, in seguito all'introduzione di Rete Natura 2000, la superficie di territorio sottoposto a tutela è notevolmente aumentata³⁴⁹ e pertanto sono richieste politiche di gestione consolidate e condivise.

³⁴⁵ Secondo tale interpretazione, le AP diventano soggetti attivi nel processo di governo di un territorio, in quanto favoriscono lo sviluppo economico di zone spesso svantaggiate, diffondono cultura e consapevolezza ambientale, incentivano attività turistiche sostenibili, promuovono il recupero di tecniche agricole tradizionali, conservano il patrimonio storico e artistico e il paesaggio, sono fondamentali per regolare i cambiamenti climatici in atto e, ovviamente, tutelano la biodiversità.

³⁴⁶ Oltre a fornire enormi opportunità al settore turistico italiano, le AP assicurano anche un significativo "risparmio" per il solo fatto di difendere determinati ecosistemi e per i servizi ambientali che sono in grado di assicurare alla società: secondo una stima del TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), lo stoccaggio del carbonio atmosferico nelle foreste protette garantisce, alle latitudini dell'Italia, benefici quantificabili in oltre 728 dollari per ettaro. Ciò significa indicativamente che i boschi tutelati nei parchi italiani valgono, solo dal punto di vista della riduzione delle emissioni legate all'effetto serra, quasi 600.000.000 euro. Si rimanda al documento United National Environmental Programme (UNEP), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers (TEEB), Summary: responding to the Value of Nature*, 2009, [<http://www.teebweb.org/>] per ulteriori approfondimenti.

³⁴⁷ Direttore del Parco Fluviale del Po Torinese.

³⁴⁸ A. Gandiglio, *Intervista ad Ippolito Ostellino: basta con i recinti*, 2009, documento scaricabile all'indirizzo internet [www.greenews.info] e consultato in data 4 maggio 2010.

³⁴⁹ Ad oggi, si contano sul territorio nazionale oltre 1.000 AP per un'estensione totale di 5.800.000 ha circa.

Il panorama europeo e nazionale delle AP, a differenza di quello americano o di altri continenti, è profondamente connotato dalla presenza storica dell'uomo, con quanto ne consegue in termini di impatti ecologici, economici e culturali.

In questo contesto particolare, la specificità del territorio italiano (a forte densità antropica e composto da un mosaico incredibilmente ricco ed intrecciato di valori naturali, storici e culturali) può costituire un modello di integrazione anche per altre realtà europee³⁵⁰.

In Italia, la classificazione normativa delle AP è definita dalla Legge 394/91, all'interno della quale sono previste le seguenti categorie: parchi nazionali, parchi regionali, riserve statali, riserve regionali e aree protette marine.

La competenza in termini di aree protette e parchi è regionale: il problema dell'integrazione tra pianificazione delle AP e pianificazione ordinaria del territorio ha conosciuto, con le nuove competenze date alle Regioni, una notevole complessificazione. La mancanza di dialogo tra le politiche di gestione del territorio in generale e quelle di conservazione della natura ha prodotto, ad oggi, una progressiva settorializzazione delle politiche di tutela, indebolendo la formazione di reti e consolidando provvedimenti istituzionali isolati, che spesso hanno sacrificato le esigenze di contestualizzazione e connessione. Si tratta di uno scenario da cui emerge come sia necessario lavorare per mettere a punto strategie di sistema finalizzate a rafforzare il ruolo delle AP nei processi di governo del territorio.

Nonostante queste difficoltà di natura amministrativa³⁵¹, le AP italiane ed in particolare i parchi, hanno rappresentato in questi anni importanti laboratori di sperimentazione di forme innovative di salvaguardia, gestione e pianificazione del paesaggio e di integrazione delle misure di tutela e conservazione del patrimonio naturale e culturale con le politiche di sviluppo del territorio.

Considerando quanto si è detto finora, è possibile individuare in campo nazionale i seguenti temi ancora aperti:

- gestione integrata del rapporto tra cultura e natura, soprattutto per quei territori caratterizzati da intrecci complessi e diffusi di valori naturali, paesistici, culturali;

³⁵⁰ Secondo una ricerca del 2001 elaborata dal Centro Europeo di Documentazione sulla Pianificazione dei Parchi Naturali (CED PPN) (Gambino *et al.*, 2008), la situazione delle AP italiane può essere schematizzata come una realtà variegata e fortemente antropizzata, in parte popolata, racchiudente al suo interno un patrimonio di inestimabile valore ma vulnerabile, coinvolgente un territorio ampio e con una buona connettività media.

³⁵¹ Pur essendo le AP ormai uscite dall'isolamento in cui sono state confinate per diversi anni, la saldatura tra la gestione che le riguarda e le politiche territoriali deve fare ancora molti passi avanti, anche in termini legislativi.

- integrazione tra le politiche di conservazione e le diverse dinamiche incidenti nel contesto territoriale di riferimento (tra cui le reti ecologiche);
- *governance* delle AP e degli ambiti territoriali correlati, con attribuzione di ruoli definiti alla cooperazione e alla partecipazione nei processi di istituzione e di gestione;
- gestione adeguata dei molti portatori di interesse e della pluralità di soggetti ed istituzioni interagenti.

7.3 Il ruolo delle aree protette nell'ambito della prevenzione dei danni e la convenienza economica di tali istituzioni: una ricerca in ambito italiano

Il dibattito sulla convenienza economica dell'istituzione di aree protette sembra essere quanto mai acceso, soprattutto in un contesto come quello attuale in cui le risorse economiche a disposizione per la gestione dei parchi e delle riserve sono sempre più ridotte.

Pur nella consapevolezza della loro utilità nel raggiungimento degli obiettivi di tutela delle risorse ambientali e delle specie ed *habitat* naturali protetti, la necessità di dimostrare la convenienza economica del loro operato rimane una priorità per molti enti di gestione.

In particolare, prendendo a riferimento il ruolo delle AP nella limitazione dei fenomeni di danno all'ambiente e nella messa in opera di politiche di conservazione preventiva, si ritiene che una metodologia interessante per definire se e quanto sia conveniente investire in una determinata AP sia quella di valutare se essa possa essere in grado di apportare un contributo alla tutela dell'ambiente in termini di danni mancati³⁵².

A tal proposito, al fine di ricostruire un quadro relativamente al ruolo delle aree protette italiane in termini di prevenzione dei danni e di convenienza economica che ne deriva, è stata effettuata nell'estate 2011 un'indagine finalizzata a comprendere come le singole AP si rapportino nei confronti di questo tema³⁵³.

In termini generali, quello che è emerso da questa ricerca può essere riassunto nei seguenti punti:

³⁵² Più in generale, è possibile definire il valore economico di un'area protetta stimando le ricadute dirette ed indirette in termini economici che essa genera sul territorio (ad esempio prendendo in considerazione la spesa dei turisti, la vendita di prodotti locali, la creazione di nuovi posti di lavoro *etc.*). In questa sede si intende però ragionare in termini di danno mancato, provando a definire la convenienza economica delle politiche di tutela guardando al "denaro risparmiato".

³⁵³ Sono stati contattati 24 parchi nazionali, 147 parchi regionali, 30 aree marine protette e 147 riserva statali tramite posta elettronica.

1) l'individuazione di metodologie per definire la convenienza economica delle AP è di estremo interesse per gli operatori del settore, in quanto viene interpretata come una modalità per giustificare l'esistenza e per dimostrarne l'utilità nei processi di governo del territorio;

2) il riferimento al ruolo di prevenzione dai danni ambientali e in particolare la metodologia del "danno mancato" per la stima della convenienza economica, pur costituendo per la maggior parte degli intervistati una modalità di analisi convincente³⁵⁴, desta forti preoccupazioni in termini operativi per la mancanza di dati capaci di supportare la "validità scientifica" del risultato.

Si riporta di seguito (Tab. 28) una sintesi delle risposte ritenute più significative ai fini della presente ricerca tra quelle ottenute relativamente al quesito proposto³⁵⁵.

Tab. 28 Panorama italiano relativamente al ruolo delle aree protette nella protezione di un territorio

Area protetta di riferimento	Quadro descritto relativamente al quesito proposto
Parco Naturale Alta Val Sesia (Lombardia)	La presenza dell'Ente parco ha permesso di dar vita a numerosi interventi di riqualificazione del territorio, con una particolare attenzione alla risistemazione della viabilità dei sentieri di montagna che interessano l'area protetta. Non si tratta di interventi di prevenzione vera e propria, ma di miglioramento delle condizioni di fruibilità del territorio.
Parco Nazionale Cinque Terre (Liguria)	L'Ente parco nasce nel 1999 come strumento di tutela del paesaggio terrazzato in un'ottica di recupero e valorizzazione delle risorse ambientali e di integrazione tra turismo e agricoltura. A tal proposito, sono numerose le iniziative messe in atto per dare impulso all'agricoltura e alle produzioni tipiche, con una particolare attenzione verso la produzione vitivinicola. Tra i progetti gestiti dal parco spicca l'istituzione di una carta servizi denominata "Cinque Terre Card" i cui proventi vengono utilizzati per il ripristino e la messa in sicurezza della rete sentieristica.
Parco Naturale Mont Avic (Valle d'Aosta)	L'area protetta insiste su un territorio alpino poco antropizzato (all'interno del parco non esistono centri abitati, né strade ad eccezione di due brevi tratti di interpoderale). Al fine di individuare ed eventualmente quantificare gli effetti positivi sulle zone a valle del parco derivanti dall'istituzione dell'AP stessa, occorrerebbe ipotizzare scenari di alterazione ambientale da comparare alla situazione attuale. Non sono in corso progetti di ricerca di questa natura, pur nella consapevolezza dell'interesse scientifico che essi potrebbero suscitare.

Segue

³⁵⁴ In particolare, il fatto che l'istituzione di un parco comporti vantaggi economici per il territorio circostante, anche in termini di prevenzione, costituisce un dato assodato a livello qualitativo da parte di tutti gli intervistati, ma da più soggetti viene lamentata una profonda carenza di studi scientifici orientati ad una definizione quantitativa del fenomeno.

³⁵⁵ Ad oggi (novembre 2011), molti enti gestori dei parchi e delle riserve contattate non hanno risposto oppure hanno richiesto un incontro di approfondimento che non è stato possibile effettuare, o hanno dimostrato interesse alla ricerca ma hanno dichiarato di non avere alcun materiale da fornire al riguardo.

<p>Parco Naturale Regionale delle Dolomiti d'Ampezzo (Veneto)</p>	<p>Il Parco delle Dolomiti d'Ampezzo è sorto sulla unica ed indivisa proprietà delle Regole d'Ampezzo, antica comunione di famiglie che possiede e gestisce la terra ampezzana da circa un millennio: si tratta, nello specifico, di un territorio di 20.000 ettari, di cui 11.500 ricadono all'interno dei confini del parco.</p> <p>Nel 1991 la Regione Veneto ha affidato alla Comunanza delle Regole d'Ampezzo, tramite una convenzione stipulata <i>ad hoc</i>, la gestione dell'area protetta.</p> <p>Considerando la valenza paesaggistica, naturalistica e culturale che le Dolomiti d'Ampezzo possiedono, già al momento dell'istituzione del parco (1990) l'obiettivo della gestione era scongiurare progetti di sviluppo turistico che potessero intaccare l'ambiente naturale. Ad oggi, le piste e gli impianti per lo sci alpino sono concentrati in due comprensori dell'ampiezza di circa 400 ettari l'uno; rimane quindi una porzione di territorio decisamente vasta a mera destinazione silvo-pastorale e naturalistica.</p> <p>Il parco si è inserito nel solco di una tradizione di gestione silvo-pastorale consolidata, caratterizzata dalla volontà di governare il territorio guardando all'interesse di tutta la collettività (gestione di malghe con finalità agrituristica e non a produzione spinta; taglio dei boschi secondo rigidi criteri ambientali, gestione attenta degli <i>habitat</i> naturalistici).</p> <p>Volendo ipotizzare una convenienza che l'istituzione del parco ha comportato, essa è di carattere culturale, nel senso che ha contribuito a valorizzare scientificamente e a divulgare le molte valenze naturalistiche e culturali dell'area, rendendo le popolazioni locali più consce del valore di cui dispongono.</p> <p>I vantaggi apportati dal parco sono quindi evidenti e riconosciuti in questo senso, ma non si possono attribuire ad esso la qualità e i <i>benefit</i> ambientali che le Dolomiti d'Ampezzo forniscono da un tempo ben più lungo di un ventennio: la storia e la cultura della gestione agro-silvo-pastorale comunitaria di questo territorio hanno radici decisamente più profonde ed antiche.</p>
<p>Riserva Regionale Bosco di Scardavilla (Emilia Romagna)</p>	<p>L'area protetta di riferimento tutela un territorio di appena 30 ettari, assai ricco di biodiversità, all'interno del quale non sussistono rischi ambientali e impatti antropici di entità elevata. Di questi 30 ettari, 20 sono a querceto: si tratta di una risorsa che contribuisce al buon funzionamento della locale rete ecologica, ma che certamente non può essere considerata un elemento di prevenzione per i problemi ambientali di area vasta quali le alterazioni climatiche e pedo-geologiche.</p> <p>Si sottolineano le ricadute economiche sul territorio in termini di attività di educazione ambientale e culturale che vengono annualmente proposte dall'area protetta e che interessano l'intera provincia di Forlì-Cesena.</p>
<p>Area Marina Protetta di Miramare (Friuli Venezia Giulia)</p>	<p>Di recente, sono stati effettuati degli studi orientati alla valutazione delle ricadute economiche dell'area protetta di riferimento, in quanto ritenuti di utilità per verificare in termini monetari l'efficacia delle politiche di gestione intraprese.</p> <p>In particolare, nell'ambito di una collaborazione con l'Università di Udine, è stata portata a termine una valutazione di bilancio ambientale per verificare, attraverso un'analisi costi-benefici, il valore economico dei benefici diretti ed indiretti prodotti dall'AP sul territorio. Quello che emerge è sicuramente un quadro positivo, all'interno del quale l'area marina genera un valore economico di circa 455.000 euro/anno, cifra che deriva principalmente dalla salvaguardia dei servizi ecosistemici (regolazione dei cicli nutritivi, produzione di cibo, controllo biologico sulle specie presenti <i>etc.</i>) e dalle attività ricreative e culturali che nel parco hanno luogo.³⁵⁶</p> <p style="text-align: right;">Segue</p>

³⁵⁶ Si rimanda al testo F. Marangon *et al.*, *An Environmental Accounting Model for a Natural Reserve*, in S. Schaltegger *et al.* (eds) *Environmental Management Accounting for Cleaner Production*, Springer Science, 2008, per un approfondimento della metodologia e per verificare le singole voci economiche prese in considerazione.

<p>Riserva Naturale Cratere degli Astroni (Campania)</p>	<p>La Riserva Naturale Cratere degli Astroni è situata in un territorio sub-urbano fortemente antropizzato e degradato ed è caratterizzata da dimensioni contenute (circa 250 ettari). E', per certi versi, assimilabile più ad un parco pubblico che ad un'area protetta.</p> <p>Al suo interno, il fenomeno turistico è ridotto (poco meno di 10 mila visitatori all'anno), con una prevalenza di visitatori di tipo escursionistico³⁵⁷, che, per definizione, non comportano grandi vantaggi in termini economici per il territorio.</p> <p>Tra gli obiettivi gestionali futuri della riserva emerge la volontà di promuoversi come possibile destinazione turistica presso <i>tour operator</i> specializzati, in modo da intercettare un numero di turisti maggiore rispetto a quello attuale.</p> <p>Nell'area protetta sono frequenti i movimenti franosi, in quanto essa insiste all'interno di un vulcano spento, il cui edificio craterico è composto principalmente da piroclastiti (ceneri e pomici), ed i cui versanti interni sono caratterizzati da una pendenza accentuata.</p> <p>Ad oggi, gli unici benefici che la riserva sembra garantire al territorio circostante sono la conservazione della diversità biologica caratterizzante il sito che, nonostante la collocazione a ridosso di Napoli, è elevata. Ne deriva la possibilità per la popolazione di fruire di una vera e propria oasi naturalistica all'interno di un contesto fortemente urbanizzato.</p>
<p>Riserva Naturale Provinciale Padule di Fucecchio (Toscana)</p>	<p>Per mezzo della stesura di un piano di gestione, l'Ente gestore ha dato vita a numerosi progetti orientati al miglioramento della qualità ambientale del territorio e alla prevenzione dei rischi (rischio idrogeologico, processi di interrimento della palude, siccità estiva, fenomeni di inquinamento di origine antropica). Inoltre, all'interno della riserva vengono proposte numerose attività legate alla fruizione turistica e all'educazione ambientale, con ricadute positive in termini economici, occupazionali e sociali per il territorio circostante.</p> <p>Le dimensioni contenute dell'area protetta (200 ettari rispetto ad un'estensione complessiva della palude di circa 2000 ha) non consentono di prendere in considerazione eventuali effetti ad ampio raggio rispetto a fenomeni erosivi o alluvionali.</p>
<p>Parco Storico di Monte Sole (Emilia Romagna)</p>	<p>La protezione del territorio e la prevenzione dei danni rappresentano la <i>mission</i> fondamentale dell'Ente parco, garantendo al territorio una ricaduta economica positiva in termini di danno mancato.</p> <p>In particolare, attraverso il Piano Territoriale, il parco impone regole di governo del territorio in ambito edilizio/insediativo e agricolo/forestale a vantaggio della tutela e della prevenzione, con indiscussi vantaggi per la salvaguardia dell'equilibrio idrogeologico, che nei territori circostanti l'area protetta risulta essere particolarmente delicato.</p>
<p>Parco Regionale della Maremma (Toscana)</p>	<p>Il parco è soggetto attivo in numerosi progetti legati alla prevenzione dei fenomeni di danno, con particolare attenzione al tema dell'erosione costiera. Attualmente³⁵⁸, è in corso un progetto di bonifica per quanto riguarda la foce del fiume Ombrone.</p>
<p>Parco Naturale Dolomiti Friulane (Friuli Venezia Giulia)</p>	<p>Alla presenza del parco sono riconducibili numerosi benefici in termini di protezione dai fenomeni erosivi. In particolare, dopo l'istituzione dell'area protetta, la Regione Friuli Venezia Giulia ha incrementato notevolmente gli interventi di manutenzione e ha investito in opere di sistemazione idraulico-forestale e di sistemazione del territorio in generale.</p> <p>Ciò ha comportato un'attenuazione nel tempo dei fenomeni di erosione delle pendici e delle superfici, fattori questi particolarmente importanti in una zona nella quale la piovosità è molto elevata. La mitigazione dei fenomeni erosivi ha comportato numerosi vantaggi anche di natura economica, in termini di danni evitati.</p>
<p>Parco Fluviale del Nera (Umbria)</p>	<p>Il territorio del parco è notevolmente antropizzato, pertanto la tutela delle risorse ambientali deve scontrarsi quotidianamente con numerosi impatti di natura antropica. Nonostante ciò, l'area protetta, come soggetto giuridico, ricopre un importante ruolo in termini di investimenti nell'economia locale attraverso la promozione di progetti di valorizzazione delle risorse e l'organizzazione di attività culturali e didattiche.</p>

Segue

³⁵⁷ Si definisce escursionista il turista che compie la visita di una determinata destinazione nell'arco di un solo giorno, quindi senza pernottare in loco. Nel caso specifico, i visitatori della riserva naturale Cratere degli Astroni, da soli o in visita guidata, trascorrono nel perimetro dell'area protetta mediamente poco più di un paio d'ore.

³⁵⁸ L'informazione è riferita al momento in cui è stata condotta l'indagine, ovvero l'estate del 2011.

Il tema della prevenzione nella progettazione urbanistica di un Comune e nelle politiche di gestione di un'area protetta: il caso del Comune di Avigliana e del Parco Naturale Capitolo 7.

<p>Area Marina protetta Plemmirio (Sicilia)</p>	<p>L'area protetta di riferimento è di tipo marino, pertanto la competenza dell'Ente gestore si estende dalla battigia in poi, sul solo tratto di mare di pertinenza (non si è alcuna competenza sul demanio a terra). Ne deriva che la possibilità di contribuire alla protezione dai disastri ambientali è poco marcata.</p> <p>Sono invece notevoli i vantaggi di natura socio-economica derivanti dal regime di tutela ambientale. In particolare, essi fanno riferimento all'incremento delle attività di <i>diving</i> (svolte nel rispetto della fauna marina che, per la sua bellezza, attira molti sportivi) e al numero di portisti che annualmente richiedono i permessi per ormeggiare.</p>
<p>Riserva naturale Pian di Spagna e Lago di Mezzola (Lombardia)</p>	<p>Dall'istituzione della riserva naturale in poi, il territorio sottoposto a tutela è rimasto in gran parte agricolo, scongiurando in questo modo il rischio di cementificazioni e speculazioni edilizie. Le bellezze paesaggistiche del Pian di Spagna rappresentano ad oggi un'attrazione turistica potenzialmente molto marcata, sia nei confronti dei turisti italiani, che di quelli stranieri, i quali spesso si recano in zona per visitare il vicino Lago di Como (al quale il Lago di Mezzola è addirittura collegato a livello idrogeologico).</p> <p>Nonostante ciò, allo stato attuale, queste potenzialità in termini di ecoturismo sembrano ancora inesprese in ottica futura: è necessario orientare la gestione della riserva naturale verso questa direzione.</p>
<p>Parco Nazionale Dolomiti Bellunesi (Veneto)</p>	<p>Tra le finalità dell'area protetta vi è la salvaguardia delle attività agro-silvo-pastorali, che viene esercitata per mezzo di numerosi progetti che possono essere schematicamente raggruppati in quattro aree di intervento: 1) pianificazione e gestione delle attività agro-silvo-pastorali 2) sostegno agli alpeggi 3) tutela della biodiversità agronomica 4) promozione delle produzioni biologiche, tipiche e locali.</p> <p>A questo si aggiungono linee di intervento rivolte alla tutela delle specie e degli <i>habitat</i> naturali protetti e alla promozione dell'economia locale. Non vi sono ad oggi attivi programmi di valutazione delle ricadute economiche delle azioni di prevenzione messe in atto.</p>
<p>Riserva Naturale Monterano (Lazio)</p>	<p>L'area protetta contribuisce alla ricerca di un equilibrio duraturo tra attività tradizionali (allevamento e agricoltura) e presenza di ecosistemi naturali o seminaturali, che dal dopoguerra in poi hanno ripreso a svolgere sul territorio di riferimento le loro funzioni ecologiche. In particolare, si è assistito ad un marcato recupero della copertura boschiva del suolo, fattore questo che certamente contribuisce al consolidamento dei versanti.</p>
<p>Riserva Naturale Palude di Ostiglia (Lombardia)</p>	<p>L'area protetta di riferimento presenta ridotte dimensioni (120 ha) e si colloca in un territorio pianeggiante, all'interno del quale ha luogo un'agricoltura di tipo intensivo (in area di rispetto), mentre per quanto riguarda la palude vera e propria, le attività di raccolta di canne e carice sono state abbandonate oramai da una decina di anni.</p> <p>In questo contesto, i vantaggi derivanti dalla presenza dell'area protetta fanno riferimento principalmente alla tutela della biodiversità, alle attività di educazione ambientale e alla conservazione dell'identità dei luoghi e della cultura locale. Si tratta di aspetti per i quali ad oggi non sono state eseguite stime di natura economica.</p> <p>Le uniche ricadute quantificate in termini economici fanno riferimento alla manutenzione delle infrastrutture presenti nel parco (valore pari a 4-5.000 euro/anno), all'organizzazione di eventi ed attività divulgative (2.000 euro/anno) nonché agli interventi straordinari di conservazione degli ambienti naturali e di implementazione della viabilità finalizzati a migliorare la fruizione dell'area protetta (8-9.000.000 euro nell'ultimo decennio). Si tratta, generalmente, di contributi erogati direttamente dalla Regione Lombardia per la gestione della riserva naturale.</p>
<p>Parco Naturale dei Laghi di Avigliana (Piemonte)</p>	<p>Dall'anno di istituzione in poi, l'Ente parco si è visto promotore di numerosi interventi di manutenzione del territorio per ripristino danni alluvionali e per consolidamenti spondali, prevalentemente ricorrendo a tecniche di ingegneria naturalistica.</p> <p>Inoltre, le politiche di conservazione allo stato naturale della zona umida dei Mareschi (la cui tutela è una delle finalità specifiche dell'area protetta), ha mostrato come la preservazione di tale ambiente sia importante per la prevenzione di eventi alluvionali. Tale territorio, infatti, si comporta come cassa di accumulo delle acque che diversamente si riverserebbero nella zona industriale adiacente. La convenienza della tutela risiede quindi nella possibilità di evitare il verificarsi di danni che avrebbero ricadute ingenti anche in termini economici, da confrontare con i costi degli interventi realizzati.</p>

Segue

Il tema della prevenzione nella progettazione urbanistica di un Comune e nelle politiche di gestione di un'area protetta: il caso del Comune di Avigliana e del Parco Naturale **Capitolo 7.**

Parco Naturale Adamello Brenta (Trentino Alto Adige)	Attualmente non si hanno a disposizione valutazioni economiche riguardanti i vantaggi dovuti all'istituzione del parco e al suo ruolo nella prevenzione dei danni. La materia è però oggetto di una sezione specifica del Nuovo Piano del Parco attualmente in fase di redazione, ovvero il Piano Socio Economico.
Parco Nazionale della Sila (Calabria)	La presenza del parco comporta numerosi vantaggi per il territorio circostante, sia in termini economici (incremento dei flussi turistici, aumento dell'occupazione <i>etc.</i>) che per quanto riguarda la salvaguardia e il mantenimento delle risorse ambientali e culturali presenti. In particolare, alla fine degli anni '60, alcune zone dell'area protetta sono state teatro di un forte dissesto idrogeologico dovuto al verificarsi di un'alluvione. La causa di tale avvenimento è da ricercarsi nel taglio indiscriminato dei boschi. E' questa una problematica ormai superata in quanto, poiché il parco deve rilasciare il nulla osta per ogni intervento di taglio, è possibile un controllo preventivo sui danni: attualmente, sono concessi solo tagli di natura selettiva che, in quanto tali, rispettano gli equilibri ecosistemici del territorio. Ne derivano elementi di convenienza economica legati al concetto di danno mancato.
Riserva Naturale Orientata Monte Pellegrino (Sicilia)	L'istituzione della riserva Monte Pellegrino ha comportato vantaggi in termini di protezione dai fenomeni di erosione, dalle alluvioni e dall'uso indiscriminato delle risorse ambientali. Si tratta di aspetti per i quali, benché non siano state effettuate valutazioni quantitative economiche, sono evidenti i risvolti di convenienza per la società in termini di danni mancati.
Parco dei Colli di Bergamo (Lombardia)	Attualmente, non esistono studi finalizzati a definire la convenienza economica del parco per quanto riguarda le politiche di prevenzione dei danni e le ricadute sul territorio. Nonostante ciò, relativamente al tema del dissesto idrogeologico, è possibile individuare nelle seguenti attività istituzionali un forte contributo: <ul style="list-style-type: none"> • politica di contrassegnatura ed assistenza ai privati nelle richieste di taglio boschivo, che favorisce una corretta gestione selvicolturale e una completa tutela idrogeologica del territorio gestito (oltre 3.000 contrassegnature effettuate negli ultimi anni); • organizzazione, gestione e predisposizione delle strutture di difesa dagli incendi boschivi, attuata anche attraverso l'intervento attivo delle squadre di volontari. Si tratta di un aspetto per il quale i successi ottenuti finora sono molto confortanti: riduzione del 90% del numero di incendi e riduzione del 80% della superficie percorsa dal fuoco rispetto agli anni '90 (situazioni queste che hanno permesso di contenere il numero di "ferite" sul territorio e di conseguenza i fenomeni di dilavamento e di erosione correlati); • riduzione e controllo dei pascoli, che hanno comportato un miglioramento dei prati magri e delle aree aperte a potenziale rischio di dissesto; • trasmissione capillare dei concetti di sostenibilità e tutela ambientale.
Ente Parco Nazionale Alta Murgia (Puglia)	Dal 2009 l'Ente parco ha avviato un sistema di convenzionamento con gli agricoltori in funzione del quale essi si impegnano a gestire il territorio agricolo in modo sostenibile. Inoltre, sono stati portati a termine numerosi interventi atti a contrastare l'erosione idrica e il verificarsi di colate detritiche, con indubbi vantaggi anche in termini economici.
Parco Pineta di Appiano Gentile e Tradate (Lombardia)	L'Ente gestore ha redatto un piano idrogeologico del parco dal quale si evince il valore dell'area protetta come riserva idrica per il territorio urbanizzato circostante. In particolare, tale ricerca è orientata a verificare, tramite un bilancio idrogeologico di massima, non solo se sussiste equilibrio tra ricarica e prelievi in atto, ma anche se esistono condizioni rassicuranti in merito al possibile incremento dei prelievi prevedibili nel prossimo futuro.
Parco Naturale Alpi Marittime (Piemonte)	L'Ente gestore del Parco Naturale delle Alpi Marittime sta sviluppando un'analisi finalizzata a valutare le ricadute economiche dell'area protetta sul territorio circostante. Si tratta di una valutazione di sicuro interesse, ma svincolata dal tema della protezione del territorio dal verificarsi di danni ambientali.

Segue

Parco Naturale della Majella (Abruzzo)	L'Ente gestore del Parco Naturale della Majella si è recentemente impegnato in un progetto di ricerca finalizzato a definire il valore economico di tale istituzione. In particolare, prendendo a riferimento i servizi ecosistemici prodotti dal Parco (servizi di produzione, di regolazione, di supporto e culturali), è stato calcolato il valore economico di tali funzioni, a cui si è aggiunto l'indotto economico generato dai flussi turistici e dalle attività artigianali correlate, da confrontare con i costi di gestione dell'area protetta. Ne emerge un risultato fortemente a favore della convenienza del parco, in quanto capace di generare un rapporto benefici/costi pari al valore di 260 ³⁵⁹ .
--	---

(Fonte: nostra elaborazione)

7.4 Il Comune di Avigliana e il Parco Naturale dei Laghi

Avigliana è un comune piemontese di circa 12.000 abitanti, situato ad una ventina di chilometri ad ovest della città di Torino, nella parte terminale della Valle di Susa, e facente parte della Comunità Montana Valle di Susa e Val Sangone. E' collocato nell'anfiteatro morenico compreso tra il Monte Pirchiriano, sul quale sorge la Sacra di San Michele, e la collina di Rivoli, in un complesso territorio conosciuto come "Anfiteatro Morenico di Rivoli-Avigliana".

La cittadina, a 383 metri s.l.m., è attraversata dal fiume Dora Riparia e costituisce un autentico gioiello di storia medievale e un luogo paesaggistico di valore, con le sue vedute sui due laghi omonimi e sulle Alpi.

In generale, l'area intermorenica aviglianese costituisce un territorio che, pur nella sua limitata estensione, annovera una notevole varietà di ambienti e di situazioni geologiche. Uno degli elementi più caratteristici di questa zona, nella quale convivono a stretto contatto l'uomo e la natura, è il Parco Naturale con i suoi due laghi i quali costituiscono, insieme alle imponenti formazioni moreniche che li circondano, un'importante testimonianza delle ultime due glaciazioni del Nord Italia. In particolare, da quando, diecimila anni fa, l'imponente ghiacciaio *wurmiano* si è ritirato³⁶⁰, la storia naturale³⁶¹ di questi piccoli bacini si è intrecciata sempre più con quella delle popolazioni che, fin dall'antichità, hanno occupato la valle. Con l'avvento dell'era industriale, il

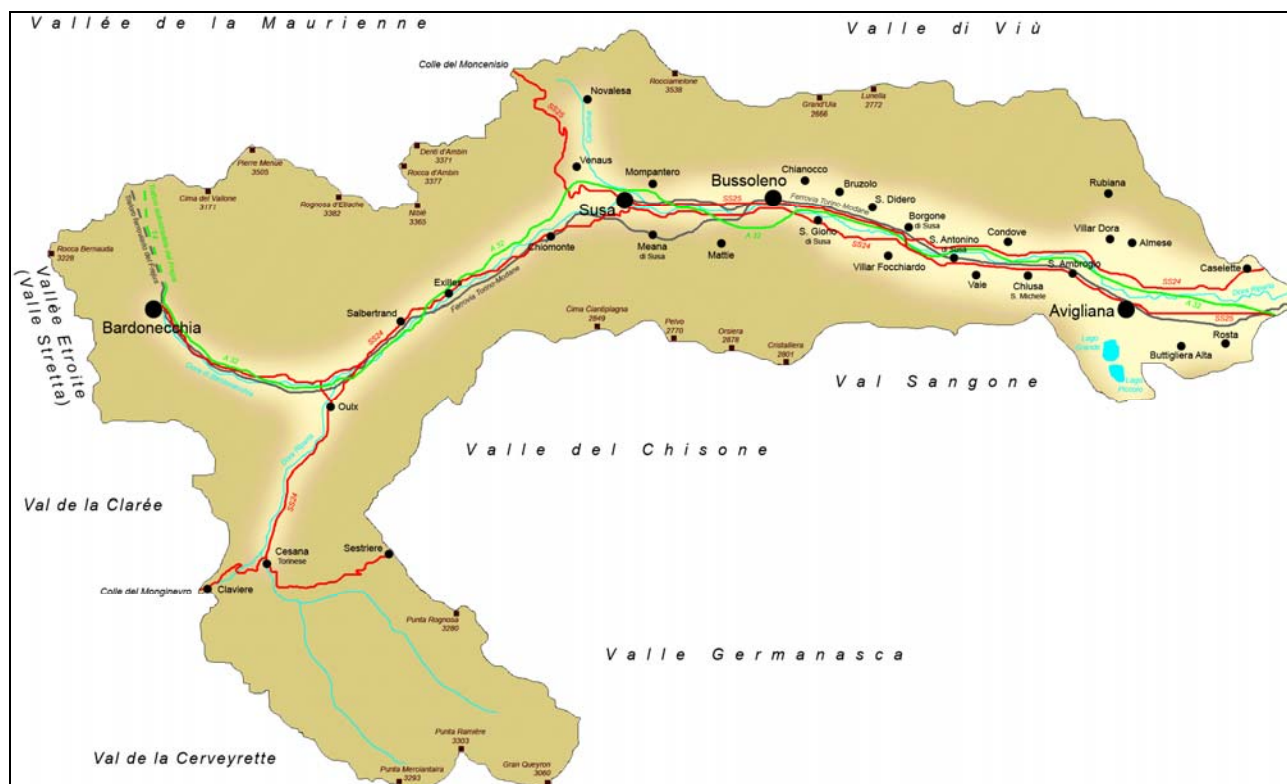
³⁵⁹ Si rimanda al volume N. Cimini, *L'economia della vita, un esempio: il valore del Parco Nazionale della Majella*, documento tecnico-scientifico del Parco Naturale della Majella, n.7, Sulmona (Aq), 2011, per un approfondimento di tale ricerca.

³⁶⁰ L'origine dei Laghi di Avigliana e dell'Anfiteatro Morenico è riconducibile alle ultime due grandi glaciazioni pleistoceniche: quella *rissiana* (risalente a circa 230.000 anni fa) e quella *würmiana* (avvenuta circa 120.000 anni fa). In particolare, proprio questo secondo evento sembra essere direttamente responsabile della formazione dei due bacini. In realtà, molto probabilmente, le vicende glaciali descritte generarono quattro laghi; due di questi, però (la torbiera di Trana e l'attuale zona umida dei Mareschi), furono presto interrati dai detriti.

³⁶¹ I depositi palustri, costituiti da alternanze di torbe colore nerastro, limi ed argille ricche in sostanza organica che affiorano diffusamente in corrispondenza della Palude dei Mareschi e dell'area pianeggiante posta a sud-est del Lago Piccolo, sono caratteristici delle fasi finali di riempimento dei bacini lacustri dell'Anfiteatro Morenico di Rivoli-Avigliana.

massiccio sfruttamento delle risorse idriche ed energetiche e l'estesa urbanizzazione hanno generato impatti ambientali di intensità tale da danneggiare antichi equilibri.

Fig. 12 La Valle di Susa



(Fonte: www.wikipedia.it)

Ad oggi, la Città di Avigliana, come numerosi altri comuni piemontesi, ha assunto un forte impegno verso la sostenibilità ambientale ed energetica, con l'obiettivo di rendere meno impattante la propria presenza sul territorio.

Il percorso intrapreso dal Comune si è tradotto in azioni concrete di tutela e conservazione delle risorse ambientali e di valorizzazione del patrimonio storico-culturale e paesaggistico.

I risultati di questi sforzi sono stati l'ottenimento della certificazione ambientale *International Organisation for Standardisation (ISO) 14001*³⁶² e l'adozione di un Sistema di Gestione Ambientale³⁶³ conforme al regolamento *Eco Management Audit Scheme*³⁶⁴ (EMAS III).

³⁶² «ISO 14011 establishes audit procedures that provide for the planning and conduct of an audit of an environmental management system»,

Standard 14001, *Environmental Management Guide ISO 14011*, [<http://www.iso14000-iso14001-environmental-management.com/iso14011.htm>], consultato in data 23 ottobre 2011.

³⁶³ Un Sistema di Gestione Ambientale, è «quella parte del sistema complessivo di gestione che comprende la struttura organizzativa, le attività di pianificazione, le responsabilità, le pratiche, le procedure, le risorse e i processi per sviluppare, mettere in atto, mantenere e riesaminare la politica ambientale che un'azienda decide di fare propria al fine di migliorare costantemente le proprie *performance* ambientali», Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, ISPRA, [<http://www.apat.gov.it/certificazioni/site/it-it/EMAS/>], consultato in data 23 ottobre 2011.

Gli obiettivi individuati come prioritari sono riassunti nel documento divulgativo *La Politica Ambientale* e fanno riferimento ai seguenti aspetti:

- migliorare le prestazioni ambientali del Comune nel suo complesso, partendo dalle modalità di gestione dell'Ente pubblico;
- prevenire l'inquinamento;
- preservare il patrimonio ambientale e culturale attraverso politiche di riduzione degli sprechi e di valorizzazione delle risorse;
- informare e coinvolgere la popolazione residente relativamente alle problematiche ambientali, affinché essa possa diventare parte attiva nel processo di sviluppo locale;
- incentivare comportamenti e stili di vita sostenibili;
- incoraggiare la diffusione di tecnologie ambientali a basso impatto e lo sviluppo di prodotti ecocompatibili;
- ridurre la quantità di rifiuti prodotti e incrementare la raccolta differenziata;
- ottimizzare il ciclo di riutilizzo della risorsa idrica (Comune di Avigliana, 2011).

Il Parco Naturale dei Laghi di Avigliana è stato istituito nel 1980 tramite la Legge Regionale 16 maggio 1980 n. 46 *Istituzione del Parco Naturale dei Laghi di Avigliana*.

La zona classificata Parco Naturale è situata lungo un arco orientato in senso Nord-Sud fra le imboccature della Valle di Susa e della Val Sangone, a circa 18 chilometri dalla città di Torino.

Sono numerose le motivazioni che nel 1980 spinsero la Regione Piemonte a costituire l'area protetta³⁶⁵: in primo luogo, la zona costituisce nel suo complesso un museo all'aria aperta, a

³⁶⁴ Il Regolamento EMAS ha l'obiettivo di promuovere il miglioramento continuo delle prestazioni ambientali delle organizzazioni di tutti i settori, tramite:

- l'introduzione e l'attuazione di sistemi di gestione ambientale;
- la valutazione obiettiva e periodica (*audit*) dei sistemi adottati;
- la formazione e la partecipazione attiva dei dipendenti nei processi di miglioramento ambientale adottati;
- l'informazione del pubblico e di tutte le parti interessate.

[http://www.arpa.emr.it/pubblicazioni/sostenibilita/generale_238.asp] e consultato in data 23 ottobre 2011.

³⁶⁵ Relativamente al Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, la scheda descrittiva del Sito di Interesse Comunitario redatta dalla Provincia di Torino, riporta le seguenti indicazioni:

«-caratteristiche generali dell'area: bacini di escavazione glaciale e area palustre adiacente con rilievi di origine morenica;

-interesse specifico: i Laghi di Avigliana e la Palude dei Mareschi costituiscono una zona umida di rilevante interesse faunistico e botanico;

-riferimenti alla Direttiva *Habitat* 92/43/CEE: torbiere basse di copertura (prioritario) e laghi distrofici;

-rischi per la conservazione: la vulnerabilità degli specchi d'acqua è legata all'inquinamento e alla pressione turistica ivi inclusa la pesca sportiva, anche a causa della forte antropizzazione dell'area.

Poiché il Lago Piccolo e la Palude dei Mareschi sono ancora oggi ben conservati, è prioritaria la loro tutela».

Provincia di Torino, *Schede descrittive e sintetiche dei Siti di Importanza Comunitaria proposti all'Unione Europea per la Costituzione della Rete Natura 2000*, in *Aggiornamento e adeguamento del Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale, Allegato 3 Quaderno Sistema del Verde e delle aree libere core areas*, luglio 2010, pag. 17.

carattere altamente didattico, relativo alle grandiose manifestazioni delle epoche glaciali che hanno profondamente modellato il paesaggio piemontese. In secondo luogo, è da evidenziare l'alto valore naturalistico dell'ecosistema umido laghi-palude, con la persistenza di una vegetazione ricca di uccelli palustri, altrove in progressiva scomparsa.

A quanto si è descritto, è necessario aggiungere un interesse storico per il territorio dovuto al ritrovamento di numerosi reperti paleontologici e archeologici (Regione Piemonte, 1982).

Il territorio ricompreso nel Parco è connotato da alcune peculiarità che lo rendono diverso da altre aree naturali protette limitrofe. In particolare, la presenza, quasi interna ad un centro urbano, di animali e ambienti di pregio, costituisce un patrimonio di inestimabile valore che va tutelato.

Pur nella sua limitata estensione, poco più di 400 ettari, nel Parco sono infatti presenti tre biotopi diversi, ma tra loro intimamente interconnessi: i due bacini lacustri³⁶⁶, i rilievi collinari e la zona umida dei Mareschi³⁶⁷.

In realtà, il Parco non è nato con la sola intenzione di proteggere un angolo di natura, ma anche di attuare una stretta simbiosi con la città di Avigliana, al fine di definire una strategia comune di rispetto degli equilibri naturali.

³⁶⁶ I due laghi presentano una grande varietà di specie animali e vegetali. In particolare, per quanto riguarda l'ittiofauna, sono presenti il luccio, il pesce gatto, l'alborella, la tinca, la carpa, il cavèdano, il persico reale, il persico sole, il persico trota e l'anguilla, mentre nell'ambito dei volatili il riferimento è a moriglioni, morette, alzavole, fischioni, gallinelle d'acqua e mestoloni. Inoltre, il Lago Piccolo è particolarmente interessante per l'osservazione dei germani, delle folaghe, degli aironi cenerini e dei cormorani (www.parks.it).

³⁶⁷ I Mareschi, palude adiacente al Lago Grande, costituisce una zona di particolare interesse naturalistico in quanto è una delle ultime zone umide del Piemonte occidentale. Negli Ambiti di Paesaggio del *Piano Paesaggistico Regionale*, la Palude dei Mareschi così viene descritta: «prezioso ambiente relitto legato all'ecosistema lacustre intramorenico, presso il quale oltre ai tipici esemplari di flora e fauna, è da ricordare la presenza degli Histosuoli, tipologie pedologiche generate da depositi organici in assenza di ossigeno molto rare in Piemonte e a rischio di scomparsa a causa delle bonifiche agrarie e dell'abbassamento delle falde», Regione Piemonte, *Ambito n. 37, Anfiteatro morenico di Avigliana in Ambiti di Paesaggio 1:250.000*, 2009, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [<http://www.regione.piemonte.it/sit/argomenti/pianifica/paesaggio/ppr.htm>] e consultato in data 20 ottobre 2011. Nell'anno in cui fu istituito il Parco (1980), la vegetazione della Palude dei Mareschi denunciava un grave processo di recessione che minacciava in modo massivo il biotipo palustre. Le forme di vegetazione acquatica erano praticamente scomparse e quelle igrofile decisamente limitate, mentre stava prendendo il sopravvento la vegetazione mesofila. Da qui l'impegno dell'Ente di gestione per la tutela e la conservazione dell'ambiente umido, al fine di evitare l'allora imminente essiccamento. Il termine "Mareschi" deriva dal latino *Mariscus*, palude.

Fig. 13 Una veduta sui due laghi



(Fonte: www.parks.it)

A tal proposito, le finalità dell'istituzione del Parco fanno riferimento ai seguenti elementi:

«1) ripristinare le condizioni idrobiologiche dei Laghi di Avigliana, concorrendo ad eliminare le cause dell'inquinamento³⁶⁸;

³⁶⁸ Le vicende storiche del territorio oggi diventato Parco Naturale ne hanno profondamente influenzato la qualità ambientale. Verso fine ottocento, al fine di irrigare le colture che lì si instaurarono, fu costruito un ingegnoso sistema di canali che poneva in comunicazione il Lago Grande con la Dora; questo sistema permise il popolamento ittico del Lago Grande. Tale situazione positiva perdurò fino al 1915, anno in cui si verificò un fatto estremamente grave per l'equilibrio idrico della zona, e cioè la concessione da parte del Genio Civile al Consorzio irriguo delle Gerbole del diritto di prelevare acqua dai due Laghi. In particolare, il trasferimento delle acque del Lago Grande verso il Lago Piccolo, generò un primo prosciugamento della zona e il conseguente depauperamento del bioma lacustre. In anni più recenti (1959-60), si ebbe una svolta positiva verso la tutela, in quanto venne bocciato un progetto di interrimento della Palude dei Mareschi.

Inoltre, sempre in quel periodo, il Comune di Avigliana si attivò in favore dei Mareschi, classificando nel *Piano Regolatore Comunale* l'area come zona territoriale omogenea di tipo F (verde naturale).

Altro passo importante per la conservazione della palude fu l'istituzione di un'oasi di protezione della fauna: a seguito di questa disposizione, e malgrado ripetuti episodi di bracconaggio, si osservò un notevole incremento degli animali presenti.

Successivamente, nel 1977, la Regione Piemonte inserì nel *Piano Regionale dei Parchi* la zona, con la denominazione "Laghi di Avigliana - Palude dei Mareschi" (Regione Piemonte, 1982).

Purtroppo però, poco prima dell'istituzione del Parco, si dovette assistere nuovamente ad un danneggiamento dell'equilibrio dei due laghi. In particolare, la realizzazione di un sistema di pompaggio di acqua dal Lago Piccolo provocò il verificarsi di periodi estivi di secca anche totale.

Finalmente, nel 1994 si ebbe una ristrutturazione globale del sistema di prelievo, con l'abolizione del mescolamento delle acque dei due laghi. Ad oggi, le acque confluiscono in modo indipendente nel bacino di carico; inoltre, il prelievo

- 2) concorrere al miglioramento delle condizioni naturali dell'area della Palude dei Mareschi;
- 3) disciplinare e controllare la fruizione del territorio a fini ricreativi, didattici, scientifici, culturali e turistici;
- 4) tutelare, valorizzare e restaurare le risorse paesaggistiche, storiche, ambientali, naturali della zona;
- 5) promuovere ogni iniziativa necessaria o utile alla qualificazione delle attività agricole esistenti;
- 6) incentivare le attività produttive locali che siano compatibili con la valorizzazione e la riqualificazione dell'ambiente»³⁶⁹.

Come si è già detto, l'area protetta consta essenzialmente, a partire da sud andando verso nord, di due bacini lacustri, il Lago Piccolo (con una superficie pari a 61 ettari) e il Lago Grande (caratterizzato da un'estensione pari a 91 ettari), e di un retroterra, nel quale si trova la zona palustre dei Mareschi (estensione 100 ettari). Inoltre, in direzione ENE, sono presenti modeste alture moreniche. La cittadina di Avigliana, con il suo agglomerato principale, è collocata ai confini est del Parco.

La quota media del Lago Piccolo³⁷⁰ è di 356 metri s.l.m., quella del Lago Grande di 352 metri s.l.m.; i Mareschi sono compresi fra quota 352 e 346 metri s.l.m.

Il Lago Piccolo, collocato come si è visto ad una quota superiore rispetto a quello Grande, è unito a quest'ultimo attraverso il Rio Meana. Il bacino imbrifero sotteso dal Lago Piccolo (8,1 km²), fornisce alimentazione al sottostante Lago Grande, per una superficie sottesa complessiva pari a 11,5 km². Il sistema dei laghi è caratterizzato da una circolazione continua, che defluisce verso la Dora Riparia attraverso un canale denominato Canale Naviglia.

In occasione della stesura del *Piano Naturalistico* per il Parco avvenuta nel 1982, secondo le disposizioni della Legge Regionale 4 giugno 1975, *Norme per l'istituzione dei Parchi e delle Riserve Naturali* e dalla stessa *Legge Istitutiva del Parco Naturale dei Laghi di Avigliana*, emerse la necessità di articolare il regime di tutela del territorio ricompreso nei confini. In particolare, in considerazione delle valenze ambientali e naturali caratterizzanti la zona, ne derivò una zonazione così articolata:

- riserva naturale speciale (comprendente la Palude dei Mareschi ed i boschi umidi adiacenti);

dal Lago Grande, prima effettuato solo a livello dell'epilimnio, avviene per il 50% ad una profondità di venti metri a carico dell'ipolimnio: tale sistema permette di sottrarre dal Lago Grande acqua ricca di sostanza organica e di contrastare il fenomeno dell'eutrofizzazione (Tabasso, 2008).

³⁶⁹ Regione Piemonte, Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, *Piano Naturalistico*, 1982, art. 3. Le stesse identiche finalità sono contenute nel documento Regione Piemonte, Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, *Statuto*, 2006, art. 3.

³⁷⁰ Il Lago Piccolo presenta senza dubbio caratteristiche di maggiore naturalità rispetto a quello Grande, in quanto è circondato da boschi, prati e da una discreta fascia di canneto.

- area attrezzata (comprendente l'area prospiciente la Palude dei Mareschi);
- restante parte del territorio suddivisa in:
 - a) sponde ovest del Lago Piccolo (con un settore retrostante, di una certa profondità, dove sussiste un bosco);
 - b) aree collinari coperte da bosco naturale e da rimboschimenti;
 - c) zone agricole(Regione Piemonte, 1982).

7.5 L'alluvione del 2000 in Piemonte

Nei giorni compresi tra il 13 e il 16 ottobre 2000, il Piemonte fu teatro di un fenomeno alluvionale dalle conseguenze disastrose.

In particolare, a seguito di precipitazioni a carattere ciclonico che raggiunsero in 36 ore un livello compreso tra 300 mm a 600 mm a seconda della zona, le valli del Piemonte Nord-Occidentale e la Valle d'Aosta furono interessate da fenomeni diffusi di franamento superficiale, con colate detritiche intense ed esondazioni fluviali seguite da allagamenti alluvionali. In particolare, la persistenza e l'ampia distribuzione spaziale delle precipitazioni generarono significative onde di piena dei principali corsi d'acqua del reticolo idrografico della Provincia di Torino, con particolare intensità per gli affluenti di sinistra del Po³⁷¹.

Già da una prima analisi dei dati raccolti durante l'evento³⁷² relativamente alle portate dei fiumi, fu possibile ritenere, in prima approssimazione, che si trattò di un'alluvione a ricorrenza secolare per i corsi d'acqua Stura di Lanzo, Ceronda, Dora Riparia, Chisone e Po e plurisecolare per la Dora Baltea, l'Orco e Soana e per il Po nel tratto di Crescentino.

Inoltre, dal confronto con gli eventi alluvionali ritenuti più significativi nella storia recente del Piemonte, (alluvioni del 1993 e del 1994), fu possibile individuare alcuni elementi meteorologici comuni, che probabilmente sono da considerarsi alla base di eventi di intensità così marcata:

- un quadro meteorologico stazionario che mantenne, per vari giorni, le condizioni favorevoli al verificarsi di intensi fenomeni precipitativi;

³⁷¹ Un ruolo preponderante nel determinare le eccezionali condizioni dell'evento fu la compresenza di una profonda e vasta circolazione depressionaria sull'Europa occidentale e di un anticiclone sull'Europa orientale.

³⁷² La raccolta dei dati ed una loro analisi in tempo reale permisero di ricostruire già durante l'alluvione stessa un quadro della situazione, nonostante il verificarsi di un notevole trasporto solido e di continue modifiche del fondo degli alvei, che resero particolarmente complessa l'interpretazione dei valori registrati.

- una temperatura superficiale del Mediterraneo elevata, che generò un forte apporto di umidità nell'atmosfera;
- il permanere dello zero termico ad alta quota, con la correlata persistenza di precipitazioni a carattere piovoso anche negli alti bacini montani.

Rispetto agli eventi antecedenti, l'alluvione del 2000 fu però caratterizzata anche da alcuni elementi specifici:

- una diversa area coinvolta rispetto all'evento del 1993, ed un'estensione del fenomeno maggiore, in confronto a quanto avvenuto nel 1994;
- un'intensità delle precipitazioni molto superiore;
- il limite della precipitazione nevosa ad una quota estremamente elevata (oltre i 3000 m s.l.m.);
- i livelli idrometrici dei bacini nord occidentali caratterizzati da andamenti decisamente più elevati rispetto a quelli relativi all'alluvione del 1993 (soprattutto lungo la Dora Baltea, l'Orco e lo Stura di Lanzo) (Provincia di Torino, 2000a).

Si trattò, nel complesso, di un evento alluvionale di portata eccezionale, basti sapere che conseguenza immediata del fenomeno fu il collasso dell'intero sistema di comunicazioni stradali e ferroviarie della Provincia di Torino.

Per far fronte all'emergenza, nella mattinata del 13 ottobre fu istituita l'Unità di Crisi della Protezione Civile, che operò 24 ore su 24, fino al 21 ottobre³⁷³.

7.6 I danni economici dell'alluvione del 2000 in Piemonte

L'allora Presidente della Provincia di Torino Mercedes Bresso, così dichiarò a pochi giorni dal disastro:

«L'alluvione dell'ottobre scorso ha confermato, nei suoi effetti fisici, una verità nota ma troppo spesso ignorata: che il nostro territorio è fragile, e che la sua difesa è prioritaria per chi ne abbia a

³⁷³ Le funzioni svolte dalla struttura furono le seguenti:

- raccolta di tutte le segnalazioni sui danni alla viabilità;
- partecipazione all'Unità di Crisi della Prefettura e ai Centri Operativi Misti;
- comunicazione tempestiva delle informazioni sullo stato delle infrastrutture all'Unità di Crisi della Prefettura;
- produzione di bollettini e cartografie sullo stato della viabilità provinciale ogni 8 ore e, per quanto possibile, sulla viabilità statale e autostradale e sui collegamenti ferroviari;
- raccolta delle segnalazioni di emergenza da parte di Enti locali e cittadini;
- sintesi delle informazioni raccolte in modo da ricostruire un quadro dell'evento (a tal proposito, furono previsti dei sopralluoghi e la raccolta della documentazione fotografica aerea dei luoghi disastrati, una rassegna stampa, la schedatura dei danni subiti dal territorio e dalle infrastrutture).

cuore lo sviluppo. [...] Oggi c'è da riparare, rapidamente, i danni; e ci sono anche da attuare gli interventi di messa in sicurezza dei versanti e dei corsi d'acqua su cui per troppo tempo si è, non per nostra responsabilità, tergiversato».³⁷⁴

In particolare, in data 31 ottobre 2000, la Provincia di Torino aveva già provveduto a comunicare un primo elenco dei danni alle infrastrutture di propria competenza da inserire nel *Piano di interventi straordinari per il ripristino in condizioni di sicurezza delle infrastrutture pubbliche danneggiate, per la pulizia e la manutenzione straordinaria degli alvei dei corsi d'acqua e per la stabilizzazione dei versanti nonché per le adeguate opere di prevenzione dei rischi*, quale punto di riferimento per la programmazione strategica di politiche di protezione del territorio.

Tale elenco prevedeva complessivamente interventi di ripristino delle infrastrutture preesistenti per un valore pari a 106.130.000.000 di lire. Inoltre, superata la fase di emergenza, l'intenzione espressa nell'ottobre del 2000 era quella di procedere con interventi strutturali di messa in sicurezza definitiva del territorio³⁷⁵, nella convinzione che la protezione idrogeologica e la prevenzione dai danni alluvionali siano da preferire all'intervento *ex-post*, anche per ragioni di convenienza economica.

A tal proposito, basti pensare che

«occorrono circa 165 miliardi di lire per riportare la viabilità di competenza della Provincia di Torino alla situazione *pre-alluvionale*. Nella fase immediatamente successiva all'alluvione si sono spesi 22 miliardi e 873 milioni per rendere nuovamente transitabili alcune strade interrotte, realizzando deviazioni provvisorie e rimuovendo il materiale franato. Nei giorni scorsi l'Assessorato alla Viabilità ha affidato a tecnici dell'Amministrazione ed a consulenti esterni la progettazione delle opere di ripristino di ponti e strade (con la riasfaltatura definitiva) e di messa in sicurezza dei tratti interessati da frane ed erosioni spondali. Questa seconda fase comporterà una spesa di oltre 95 miliardi di lire [...]. Una terza fase di ripristino della condizione *pre-alluvionale* prevede una spesa di 48 miliardi per opere di prevenzione e stabilizzazione delle frane e di difesa spondale»³⁷⁶.

³⁷⁴ Mercedes Bresso, *Premessa in Provincia di Torino, Programma Straordinario Alluvione 2000, La gestione dell'emergenza, gli interventi urgenti, il rilievo dei danni, le proposte per il piano di intervento regionale, Primo Rapporto, 2000a*, pag. 4.

³⁷⁵ Secondo l'Ordinanza n. 3090, 18.10.2000, *Interventi urgenti di Protezione civile diretti a fronteggiare i danni conseguenti agli eventi alluvionali e ai dissesti idrogeologici che dal 13 ottobre 2000 hanno colpito il territorio della Regione Autonoma Valle D'Aosta, e delle regioni Piemonte, Liguria, Lombardia ed Emilia Romagna* la priorità di intervento era nei confronti di tutte quelle azioni finalizzate alla prevenzione del rischio, da ottenere attraverso una manutenzione straordinaria degli alvei dei corsi d'acqua.

³⁷⁶ Provincia di Torino, Ufficio Stampa, *Comunicato n. 52, 17 novembre 2000, Viabilità provinciale: 165 miliardi per la ricostruzione post-alluvione. Avviata la progettazione, da gennaio i cantieri*, documento scaricabile all'indirizzo internet [<http://www.provincia.torino.it/emergenza/comunica.htm>] e consultato in data 20 ottobre 2011.

In realtà, già prima del verificarsi dell'alluvione del 2000 la Provincia di Torino si era impegnata per la riduzione del rischio idrogeologico sul proprio territorio, avviando, a partire dal 1995, uno specifico *Programma di ricerca in tema di manutenzione e ripristino degli alvei dei corsi d'acqua, nonché in materia di protezione idrologica e difesa del suolo* (Provincia di Torino, 2000b, 2000c).

L'obiettivo di tale progetto era stato individuare, nei bacini idrografici provinciali, le aree a maggior rischio di dissesto per attività fluviale e torrentizia, attraverso le seguenti fasi operative:

- conoscenza del territorio, in termini di caratteristiche geologiche, geomorfologiche, idrauliche ed idrogeologiche;
- individuazione delle situazioni a maggiore criticità;
- definizione degli interventi da attuare per ridurre il rischio idrogeologico rispetto a corsi d'acqua³⁷⁷ e versanti³⁷⁸, in modo da tutelare gli abitati e le infrastrutture.

Queste analisi portarono nel 2001 all'impegno da parte della Regione di indurre oltre 900 comuni piemontesi a rivedere i propri Piani Regolatori per garantire una maggiore tutela della popolazione e delle infrastrutture rispetto alla minaccia del dissesto idrogeologico (La Stampa, 2001).

³⁷⁷ Ricorrendo ad interventi di tipo non strutturale (fasce di rispetto fluviale, disalvei, ricalibrature, disboscamenti) e strutturale (casce di espansione, difese spondali, argini, adeguamento delle infrastrutture).

³⁷⁸ Per mezzo di opere di bonifica, contenimento e stabilizzazione.

7.7 Le conseguenze dell'alluvione per il Comune di Avigliana e per il Parco Naturale dei Laghi

Nel corso dell'alluvione del 2000, l'esondazione dei principali corsi d'acqua e gli allagamenti per straripamento dei rii secondari, interessarono una superficie di migliaia di km², coinvolgendo decine di centri abitati, grandi e piccoli.

Il territorio della Valle di Susa, fu coinvolto per la presenza del Torrente Sangone e del fiume Dora Riparia.

In particolare, il primo dei due corsi d'acqua provocò numerosi dissesti lungo tutto il tratto che da Coazze giunge sino alla confluenza in Po a Torino, e l'allagamento di una vasta zona densamente abitata nei comuni di Nichelino e Moncalieri.

Anche la Dora Riparia, che si snoda nel settore settentrionale del territorio comunale di Avigliana e che riceve lo scarico dei due omonimi laghi posti sull'antico percorso del Torrente Sangone, fu coinvolta nel fenomeno alluvionale, provocando l'allagamento di zone interne alla cittadina e limitrofe³⁷⁹. In particolare, nel corso dell'evento tale fiume manifestò un'intensa attività erosiva che provocò a sua volta il danneggiamento o la distruzione di gran parte delle difese spondali allora esistenti.

Inoltre, nel settore collinare, si verificarono numerose frane che videro mobilitare, nei casi più vistosi, alcune centinaia di m³ di materiale³⁸⁰.

Anche il territorio del Parco Naturale dei Laghi di Avigliana subì numerosi danni riconducibili all'evento alluvionale, quali il verificarsi di dissesti idrogeologici principalmente lungo le sponde dei Laghi e il danneggiamento di alcune infrastrutture.

³⁷⁹ Lungo l'asta della Dora Riparia, un primo colmo si verificò nel pomeriggio di sabato 14 ottobre, seguito da un apprezzabile abbassamento in serata e da un secondo colmo, a partire dalle prime ore di domenica 15, superiore al precedente. Tale piena superò abbondantemente i livelli massimi storici (190 m³/s nel corso dell'evento del 1947 a Susa). In particolare, sulla base delle tracce di piena, è stato possibile stimare una portata superiore ai 400 m³/s, a fronte di una portata media annua della Dora Riparia di soli 11 m³/s.

³⁸⁰ I fenomeni più intensi si verificarono lungo le pendici del Monte Cuneo e sulla sponda meridionale del Lago Grande.

7.8 Un esempio di politica per la protezione del territorio: la Variante n. 15 al Piano Regolatore Comunale Generale del Comune di Avigliana

Come si è già accennato, a seguito dell'alluvione del 2000, la Regione Piemonte impose ai comuni di approfondire la problematica del rischio idrogeologico attraverso studi puntuali *ad hoc*, al fine di giungere alla definizione di un quadro degli interventi necessari per la messa in sicurezza del territorio. In risposta a questa richiesta, il Comune di Avigliana procedette nel 2002 all'approvazione della Variante n. 15 al P.R.G.C. la quale, oltre a costituire un obbligo di legge secondo le disposizioni *post-alluvione*, faceva seguito alla Circolare n. 7/LAP, *Specifiche tecniche per l'elaborazione degli studi geologici a supporto degli strumenti urbanistici* (di cinque anni precedente al fenomeno alluvionale) e instaurava un dialogo con il Progetto di *Piano Stralcio per l'Assetto Idrogeologico* (PAI) adottato dall'Autorità di Bacino del fiume Po nel 1999.

Tale Variante, (comprese le Norme Tecniche di Attuazione, NTA), una volta approvata, fu integrata nel P.R.G.C. del Comune di Avigliana, ed ancora oggi è parte costitutiva del documento vigente.

Dettando norme che riguardano specificatamente l'urbanistica, tale provvedimento, di fatto, influisce su aspetti tecnici di governo del territorio; in tal senso, costituisce un esempio di come l'adozione di politiche di prevenzione possa condizionare la programmazione strategica comunale. Inoltre, si tratta di uno strumento che ben testimonia la convenienza economica delle politiche di tutela rispetto all'intervento *ex-post*: pur essendo stati i costi di implementazione della Variante relativamente elevati³⁸¹, sono da considerarsi trascurabili rispetto alle spese che il Comune di Avigliana dovette sostenere a seguito dell'evento alluvionale³⁸².

Volendo ripercorrere brevemente i contenuti dei documenti citati, la *Circolare Giunta Regionale 08.05.1996, n. 7/LAP, L.R. 5 dicembre 1977, n. 56, e successive modifiche e integrazioni, specifiche tecniche per l'elaborazione degli studi geologici a supporto degli strumenti urbanistici* così recita:

«con la presente circolare, alla luce dei gravi e ricorrenti eventi alluvionali e dei molteplici fattori di pericolosità registrati nell'ambito del territorio regionale, si individua uno strumento di lavoro quale costante riferimento per criteri ed indirizzi per la componente geologica nella pianificazione territoriale. Si richiama l'importanza dell'azione di prevenzione del rischio esercitata dai Comuni della Regione, attraverso l'adozione, negli strumenti urbanistici generali ed esecutivi, degli elaborati

³⁸¹ Non è stato possibile quantificare esattamente i costi della Variante in quanto per la stesura ed attuazione del documento furono coinvolti numerosi professionisti dei quali non si sono potuti rintracciare i compensi.

³⁸² Ipotizzando, come è credibile che sia, che tale Variante contribuisca a scongiurare il verificarsi di danni alluvionali o per lo meno mitigarne l'intensità, si può riconoscere in essa un contributo in termini di protezione del territorio attraverso il concetto di danno mancato.

geologici (relazione e cartografie), quali indispensabili conoscenze propedeutiche a tutti i livelli del processo di pianificazione, in grado di guidare le successive scelte urbanistiche»³⁸³.

Inoltre,

«il rischio geologico è definito dalla probabilità che un determinato evento naturale si verifichi, incidendo sull'ambiente fisico in modo tale da arrecare danno all'uomo e alle sue attività. La valutazione in termini probabilistici dell'instabilità potenziale, indipendentemente dalla presenza antropica, definisce invece il grado di pericolosità di una certa area in funzione della tipologia, della quantità e della frequenza dei processi che vi si possono innescare.

La pericolosità, dunque, si traduce in rischio non appena gli effetti dei fenomeni naturali implicano un costo socio-economico da valutarsi in relazione all'indice di valore attribuibile a ciascuna unità territoriale. Tale misura di valore socio-economico integra i parametri indicatori dei processi naturali della determinazione dei diversi livelli di rischio.

In riferimento a quanto citato, l'intervento del geologo dovrà consistere nella valutazione della pericolosità delle aree oggetto di studio, tramite le metodologie di seguito esposte [...]»³⁸⁴.

Inoltre, la Circolare richiede di giungere, attraverso tre fasi operative, ad una zonazione del territorio basata sul rischio idrogeologico:

- 1) analisi delle caratteristiche litologiche, geomorfologiche, idrogeologiche, idrologiche del territorio comunale³⁸⁵ al fine di pervenire ad una valutazione oggettiva della propensione ai processi di dissesto;
- 2) sulla base dei risultati di cui al punto precedente, zonazione dell'intero territorio comunale con l'obiettivo di definire aree omogenee dal punto di vista della pericolosità geomorfologica intrinseca, indipendentemente dai fattori antropici. Questa fase deve condurre all'elaborazione, alla scala 1:10.000, di una *Carta di sintesi della pericolosità geomorfologica e dell'idoneità all'utilizzazione urbanistica*³⁸⁶, da intendersi quale strumento propedeutico alla pianificazione territoriale;

³⁸³ Regione Piemonte, *Premessa in Circolare Giunta Regionale 08.05.1996, n. 7/LAP, L.R. 5 dicembre 1977, n. 56, e successive modifiche e integrazioni, specifiche tecniche per l'elaborazione degli studi geologici a supporto degli strumenti urbanistici.*

³⁸⁴ Regione Piemonte, Circolare citata, 1996, Comma 1.1.

³⁸⁵ Laddove necessario, è richiesto di estendere l'analisi anche ad un intorno al di fuori dei limiti amministrativi significativo per il fenomeno indagato.

³⁸⁶ Regione Piemonte, Circolare citata, 1996, Comma 4.5. La *Carta di sintesi della pericolosità geomorfologica e dell'idoneità all'utilizzazione urbanistica* ha lo scopo di fornire indicazioni circa la pericolosità di un territorio, in un formato di facile comprensione. In particolare, tale documento deve contenere, rappresentate per zone omogenee, informazioni sulla tipologia e la quantità dei fenomeni geomorfologici attivi o potenzialmente attivabili (processi lungo i versanti, frane, fenomeni torrentizi, alluvionamenti etc.).

3) approfondimento della Carta di cui al punto 2), con cartografie a scale non inferiori al rapporto 1:5.000, per tutte quelle aree destinate a nuovi insediamenti, completamenti e interventi pubblici di particolare rilevanza³⁸⁷.

L'obiettivo di tali azioni è dapprima raccogliere ed organizzare in maniera sistematica le conoscenze geologiche di un territorio, per poi verificare con indagini dirette *in situ* specifiche situazioni di pericolosità.

Per definire l'idoneità all'utilizzazione urbanistica delle diverse porzioni di territorio, la Circolare propone tre classi di riferimento (Tab. 29).

Tab. 29 Classi di riferimento per l'idoneità all'utilizzazione urbanistica

Classe	Descrizione
Classe I	Porzioni di territorio dove le condizioni di pericolosità geomorfologica sono tali da non porre limitazioni alle scelte urbanistiche: gli interventi sia pubblici che privati sono di norma consentiti nel rispetto delle prescrizioni del D.M. 11 marzo 1988 ³⁸⁸ .
Classe II	Porzioni di territorio nelle quali le condizioni di moderata pericolosità geomorfologica possono essere agevolmente superate attraverso l'adozione ed il rispetto di modesti accorgimenti tecnici esplicitati a livello di norme di attuazione ispirate al D.M. 11 marzo 1988 e realizzabili a livello di progetto esecutivo esclusivamente nell'ambito del singolo lotto edificatorio o dell'intorno significativo circostante. Tali interventi non dovranno in alcun modo incidere negativamente sulle aree limitrofe, né condizionarne la propensione all'edificabilità.
Classe III	Porzioni di territorio nelle quali gli elementi di pericolosità geomorfologica e di rischio, derivanti questi ultimi dall'urbanizzazione dell'area, sono tali da impedirne l'utilizzo richiedendo, viceversa, la previsione di interventi di riassetto territoriale a tutela del patrimonio esistente.

(Fonte: Regione Piemonte, Circolare citata, 1996, Comma 1.3)

La classe III è a sua volta suddivisa in tre sottoclassi, che fanno riferimento alle caratteristiche riportate di seguito (Tab. 30).

³⁸⁷ Regione Piemonte, Circolare citata, 1996, Comma 1.2.

³⁸⁸ Decreto Ministeriale 11 marzo 1988, *Norme tecniche riguardanti le indagini sui terreni e sulle rocce, la stabilità dei pendii naturali e delle scarpate, i criteri generali e le prescrizioni per la progettazione, l'esecuzione e il collaudo delle opere di sostegno delle terre e delle opere di fondazione.*

Tab. 30 Sottoclassi di riferimento per l'idoneità all'utilizzazione urbanistica

Sottoclasse	Descrizione
Classe IIIa	Porzioni di territorio modificate che presentano caratteri geomorfologici o idrogeologici che le rendono inidonee a nuovi insediamenti (aree dissestate, in frana, potenzialmente dissestabili o soggette a pericolo di valanghe, aree alluvionabili da acque di esondazione ad elevata energia).
Classe IIIb	Porzioni di territorio edificate nelle quali gli elementi di pericolosità geologica e di rischio sono tali da imporre in ogni caso interventi di riassetto territoriale di carattere pubblico a tutela del patrimonio urbanistico esistente. Nuove opere o nuove costruzioni saranno ammesse solo a seguito dell'attuazione degli interventi di riassetto e dell'avvenuta eliminazione e/o minimizzazione della pericolosità.
Classe IIIc	Porzioni di territorio edificate ad alta pericolosità geomorfologica e ad alto rischio, per le quali non è proponibile un'ulteriore utilizzazione urbanistica neppure per il patrimonio esistente. Sono ovviamente ammesse tutte le opere di sistemazione idrogeologica, di tutela del territorio e di difesa del suolo. In fase di predisposizione dello strumento urbanistico devono essere evidenziati i necessari interventi di riassetto idrogeologico atti a salvaguardare l'edificato; i comuni interessati dovranno tenere in adeguata considerazione l'esistenza di tali aree nella redazione del Piano Comunale di Protezione Civile, ai sensi della normativa vigente.

(Fonte: Regione Piemonte, Circolare citata, 1996, Comma 1.3)

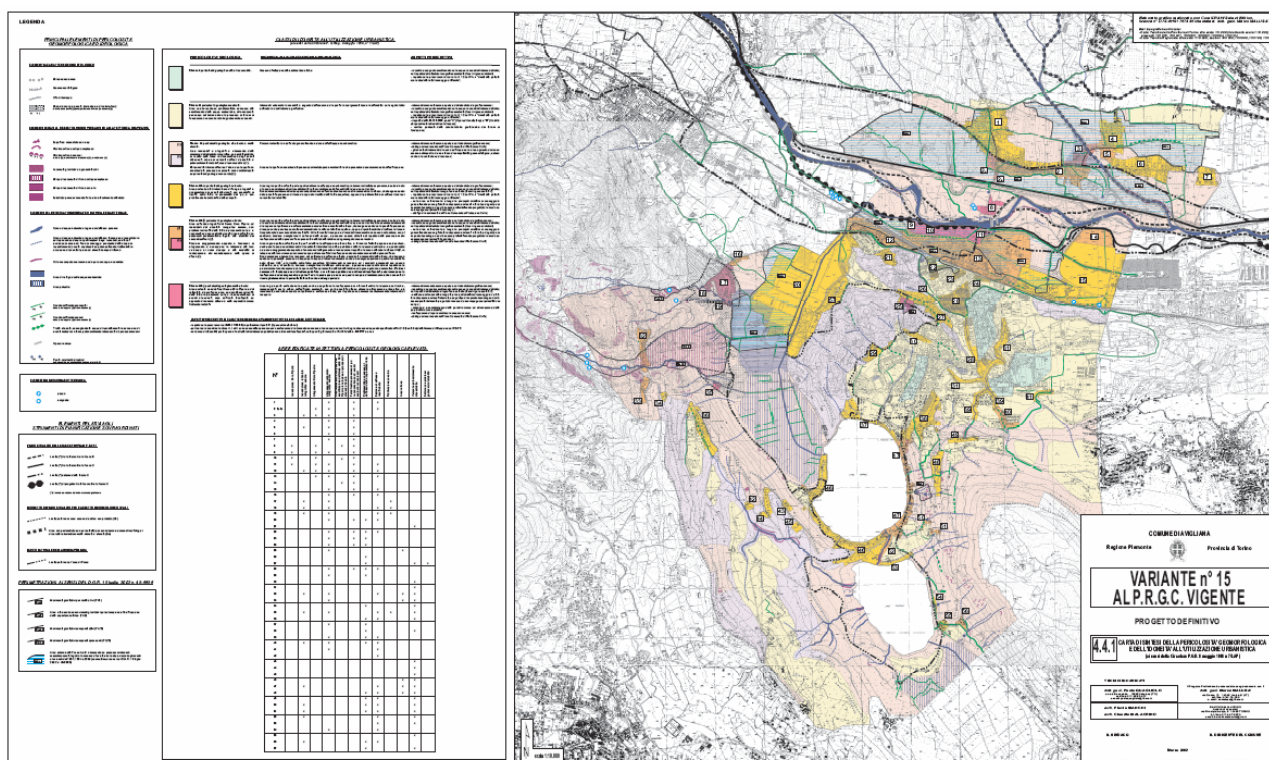
Alle richieste della Circolare 7/LAP, il Comune di Avigliana rispose nel 2002 con la Variante n. 15 al P.R.G.C. In particolare, attraverso l'adozione di tale strumento normativo ancora oggi in vigore, l'Amministrazione Comunale intraprese un percorso di conoscenza delle problematiche idrogeologiche del proprio territorio, onde, «comprendendone le caratteristiche, perseguire con maggiore cognizione di causa la strada, intrapresa da anni, per rendere il territorio meno vulnerabile ai fenomeni di dissesto»³⁸⁹.

L'analisi del territorio urbanizzato sotto il profilo delle problematiche idrogeologiche, evidenziò da subito una realtà assai problematica. Il risultato di tali valutazioni fu la stesura della *Carta di sintesi della pericolosità geomorfologica e dell'idoneità all'utilizzazione urbanistica* di seguito riportata (Fig. 14)³⁹⁰.

³⁸⁹ Città di Avigliana, *Variante n. 15 al P.R.G.C., Progetto definitivo, Relazione illustrativa, Obiettivi, criteri e contenuti della variante. Compatibilità ambientale*, 2002, documento cartaceo fornito dal Comune, pag. 3.

³⁹⁰ Si rimanda all'allegato I del presente volume per una copia della *Carta di sintesi della pericolosità geomorfologica e dell'idoneità all'utilizzazione urbanistica* in un formato di più facile consultazione.

Fig. 14 Carta di sintesi della pericolosità geomorfologica e dell'idoneità all'utilizzazione urbanistica



(Fonte: Città di Avigliana, *Piano Regolatore Generale Comunale, Norme Tecniche di Attuazione, Testo Integrato con le Varianti al P.R.G.C.*, 2009)

Come si vede dalla cartografia, il Comune di Avigliana è per la maggior parte della sua estensione riconducibile alla classe “pericolosità geologica elevata”³⁹¹. Al fine di approfondire maggiormente la valutazione, il territorio fu poi ulteriormente suddiviso in base al livello di vulnerabilità nei confronti dell’attivarsi di fenomeni di dissesto.

Furono individuate quattro sottoclassi nell’ambito della sottoclasse IIIb, che si riferiscono ad altrettanti livelli di gravità del fenomeno. Si rimanda alla Tab. 31 per una disamina delle caratteristiche di ciascuna sottoclasse.

³⁹¹ Classificazione basata sulle disposizioni della Regione Piemonte (Circolare 7/LAP, 1996).

Tab. 31 Ulteriori sottoclassi di riferimento per l'idoneità all'utilizzazione urbanistica

Sottoclasse	Caratteristiche
Sottoclasse III b α	Aree in gran parte edificate per le quali un'ulteriore utilizzazione urbanistica, in termini di limitate espansioni, è subordinata all'adozione di interventi di riassetto territoriale di carattere pubblico volti alla riduzione del rischio. Sono ammessi interventi di recupero del patrimonio edilizio esistente e di modesti incrementi dello stesso, che tengano conto della possibile presenza di lame d'acqua e/o risalita delle falde acquifere, oppure di problematiche di deflussi idrici su versanti e/o di stabilità.
Sottoclasse III b β 1	Aree in gran parte edificate per le quali un'ulteriore utilizzazione urbanistica, in termini di limitate espansioni, è subordinata all'adozione di interventi di riassetto territoriale di carattere pubblico volti alla riduzione del rischio. Sono ammessi interventi di recupero del patrimonio edilizio esistente e di modesti incrementi dello stesso, che tengano conto della possibile presenza di acqua anche per altezze di alcuni decimetri e/o risalita delle falde acquifere oppure di problematiche di deflussi idrici su versanti con trasporto solido. Gli interventi di recupero ed i modesti incrementi non devono ostacolare ma, al contrario, tendere a migliorare il deflusso delle acque, e possono essere attivati nel rispetto delle prescrizioni e/o realizzazione delle opere di difesa precisate nelle tabelle relative ad ogni singola normativa.
Sottoclasse III b β 2	Aree in gran parte edificate per le quali un'ulteriore utilizzazione urbanistica, in termini di limitate espansioni, è esclusa, anche con l'adozione di interventi di riassetto territoriale di carattere pubblico volti alla riduzione del rischio, in quanto dette aree sono maggiormente esposte a fenomeni di allagamento e inondazione rispetto alle aree collocate in classe III b β 1, in relazione alla loro vicinanza ai corsi d'acqua e alle modalità di realizzazione e/o manutenzione delle opere di difesa. Sono ammessi interventi di recupero del patrimonio edilizio esistente, e modesti incrementi dello stesso, che tengano conto della possibile presenza d'acqua per altezze di alcuni decimetri, anche ad energia superiore a quella riscontrabile nella classe III b β 1, e/o risalita delle falde acquifere. Gli interventi di recupero ed i modesti incrementi non devono ostacolare ma, al contrario, tendere a migliorare, il deflusso delle acque, e possono essere attivati nel rispetto delle prescrizioni e/o realizzazione delle opere di difesa precisate nelle tabelle relative ad ogni singola area normativa.
Sottoclasse III b β γ	Aree in gran parte edificate nelle quali, anche a seguito della realizzazione di interventi volti alla riduzione del rischio, indispensabili per la difesa dell'edificato esistente, non sarà possibile alcuna ulteriore utilizzazione urbanistica, né incrementi, ancorché modesti, del patrimonio edilizio esistente, per il quale sono ammessi esclusivamente interventi di recupero.

(Fonte: Città di Avigliana, *Variante n. 15 al P.R.G.C., Progetto definitivo, Relazione illustrativa, Obiettivi, criteri e contenuti della variante. Compatibilità ambientale*, 2002, pp. 3-5)

In base alle indicazioni riportate nella *Carta di sintesi della pericolosità geomorfologica e dell'idoneità all'utilizzazione urbanistica*, il Comune di Avigliana ha successivamente svolto un esame approfondito delle possibilità edificatorie³⁹² previste dal P.R.G.C. relativamente ad ognuna di queste sottoclassi³⁹³.

³⁹² Tali possibilità risultavano peraltro assai limitate, in quanto nel 2002 il P.R.G.C. era già praticamente esaurito.

³⁹³ Si rimanda al documento citato per l'elenco completo di tali possibilità. In particolare, molti dei progetti individuati come realizzabili, sono subordinati alla messa in opera di azioni di protezione del territorio (quali ad esempio la realizzazione di un efficiente sistema di raccolta e di smaltimento delle acque e di opere di difesa lungo la Dora Riparia).

Di fatto, la Variante n. 15 sottolinea la necessità per i progetti di trasformazione edilizia³⁹⁴ di fondarsi su una conoscenza assai approfondita³⁹⁵ del territorio, soprattutto per quanto riguarda l'esposizione al rischio idrogeologico.

Inoltre, con l'adozione di tale provvedimento, si può dire superato l'adeguamento alle fasce fluviali imposte dal PAI nel 1999, a favore di una programmazione del territorio più attenta ai problemi idrogeologici³⁹⁶.

A distanza di alcuni anni dalla sua attuazione, la Variante n. 15 ha condotto a risultati positivi in termini di incremento delle condizioni di sicurezza idrogeologiche, sia per le zone destinate al residenziale che per quelle produttive.

In sintesi, tale documento non ha previsto nuove aree di espansione, ma si è limitato a rileggere le previsioni del P.R.G.C. in termini più "rispettosi" nei confronti dei rischi idrogeologici e naturali, secondo il principio della prevenzione³⁹⁷.

³⁹⁴ Secondo quanto riportato nel documento, di assoluta priorità sono gli interventi finalizzati a mettere in sicurezza le aree in classe III b β y, e tra queste, primariamente quelle poste sui conoidi attivi. Portati a termine questi progetti, devono essere realizzate le opere necessarie per tutelare il territorio nelle classi III b β 2 e III b β 1, con una particolare attenzione alle zone in sponda destra della Dora, in modo da garantire la difesa di una parte rilevante del centro abitato. Solo per ultime, sono da prendere in considerazione le aree poste in classe III b α .

³⁹⁵ Solo una conoscenza approfondita del territorio può condurre ad una progettazione basata su criteri di riduzione dell'esposizione al rischio.

³⁹⁶ Gli studi geologici riguardanti il territorio comunale di Avigliana secondo i criteri fissati dalla Circolare 7/LAP furono avviati nell'ottobre 1999 per il *Progetto Preliminare di Variante di adeguamento al Piano Stralcio delle fasce fluviali*. L'analisi geologica fu poi successivamente approfondita dall'Amministrazione Comunale per verificare la rispondenza del P.R.G.C. alle problematiche di dissesto idrogeologico. Il risultato di tale valutazione fu la redazione di una serie di cartografie, tra cui la *Carta della pericolosità geologica*, quale elaborato di riferimento per l'attuazione delle previsioni dello strumento urbanistico. In particolare, tale lavoro, conclusosi nel maggio 2000, è confluito nella Variante n. 15 al P.R.G.C., documento orientato a definire le previsioni urbanistiche in relazione alla pericolosità geologica del territorio.

³⁹⁷ Il P.R.G.C. integrato così recita: «ambiti costituiti da aree prevalentemente o totalmente libere da edificare e attrezzare (Di): in questi ambiti è consentito l'intervento di nuova costruzione. In considerazione delle risultanze degli eventi alluvionali dell'ottobre 2000, i piani interrati o seminterrati, dovranno essere realizzati con tecnologie costruttive atte ad impedire l'ingresso delle acque di falda. I piani terra dovranno essere posizionati ad una quota non inferiore rispetto alla quota media delle circostanti infrastrutture viarie. [...] Dovrà essere posta particolare attenzione allo studio di adeguate soluzioni finalizzate al perfetto e completo smaltimento delle acque meteoriche raccolte dalle aree impermeabili (piazzali di manovra, parcheggi etc.), onde evitare che le stesse possano arrecare danni o comunque invadere le proprietà circostanti.

In ogni caso tutte le progettazioni dovranno essere corredate da adeguata e specifica indagine geologica volta a dimostrare la reale situazione di falda nei periodi di maggiore criticità e la validità delle soluzioni progettuali e costruttive adottate. In riferimento alla reale situazione di falda, e alle risultanze dell'evento alluvionale dell'ottobre 2000, potranno essere realizzati interrati a servizio dei fabbricati a condizione che gli stessi abbiano altezza utile interna non superiore a mt. 3.00. Tali locali interrati potranno essere realizzati, previo studio redatto da tecnico abilitato che ne certifichi la compatibilità con il livello di massima escursione della falda freatica. Essi dovranno comunque essere realizzati con tecnologie costruttive atte ad impedire l'ingresso delle acque di falda.

Con riferimento alle problematiche di natura idrogeologica, nell'area Di si dovranno prendere in considerazione:

1) gli effetti dei principali eventi alluvionali avvenuti e la verifica degli effetti delle opere autostradali sull'esondabilità delle aree in esame;

Come viene espressamente dichiarato nella *Relazione Illustrativa* della Variante n. 15,

«è intuitiva la considerazione che in termini pratici ed economici, è senz'altro più conveniente una ponderata valutazione di iniziali scelte ottimali nella pianificazione territoriale, piuttosto che ricorrere a tardivi ed a volte aleatori interventi resisi necessari in seguito ad eventi di riattivazione della dinamica fluviale o di un versante in contesti antropizzati senza le dovute cautele. Questa considerazione è tanto più pertinente nel territorio aviglianese, ove il sistema delle grandi infrastrutture viarie ed una parte dell'espansione medio-recente del tessuto edificato è avvenuto in area di originaria pertinenza fluviale del fiume Dora Riparia e dei corsi d'acqua minori o in area collinare soggetta a fenomeni di dinamica di versante»³⁹⁸.

La Variante dedica tre articoli alla problematica dell'assetto idrogeologico:

➤ *Art. 25.1, Tutela dell'assetto idrogeologico e dell'ambiente.*

«con riferimento alle singole aree di trasformazione previste dal piano regolatore si richiama, sempre in tema di tutela dell'assetto idrogeologico, la necessità di osservare le risultanze delle indagini idrogeologiche facenti parte della documentazione di Piano, con l'avvertenza che per i lotti di nuovo impianto non investigati, si dovrà procedere ad una specifica perizia geologico-tecnica preliminarmente all'attività degli interventi»³⁹⁹;

➤ *Art. 25.2, Tutela dell'ecologia vegetale.*

«Al fine di mantenere e tutelare le attuali caratterizzazioni paesistiche naturali dell'ambiente e di salvaguardare le condizioni di stabilità idrogeologica dei suoli, su tutto il territorio, sono vietati i disboscamenti, i dissodamenti e la perturbazione dell'idrografia minore e le irrazionali variazioni delle colture. Inoltre, al fine di migliorare la struttura chimico-meccanica del suolo e mantenere l'assetto statico dei pendii, per i terreni con evoluzione pedogenetica profonda e più fertili, si dovrà provvedere alla progressiva conversione e riclassazione del ceduo in fustaia, mentre per quelli più superficiali saranno adeguati il semplice recupero e la stabilizzazione del ceduo attuale.

Ai proprietari dei fondi è fatto carico di attuare tutte le cure e le opere capillari idraulico-culturali dei boschi, che si rendono necessarie alla salvaguardia dell'equilibrio idrogeologico dei versanti, alla conservazione della stabilità del suolo, alla regolazione delle acque defluenti, alla prevenzione degli incendi e al miglioramento del bosco [...].

2) lo sviluppo del reticolato secondario, le portate idrauliche e le criticità idrauliche (intubamenti, attraversamenti) e la relativa cartografia di dettaglio;

3) la situazione di falda attuale e le variazioni stagionali presumibili, e che le aree limitrofe al canale delle Ferriere siano protette da opere di drenaggio superficiali che permettano lo smaltimento di eventuali fuoriuscite».

Città di Avigliana, *Piano Regolatore Generale Comunale, Norme Tecniche di Attuazione, Testo Integrato con le varianti al P.R.G.C.*, 2009, pp. 86-89.

³⁹⁸ Città di Avigliana, *Premessa in Variante n. 15 al P.R.G.C., Progetto definitivo, Relazione illustrativa, aspetti geologici, geomorfologici, idrogeologici e idrologici*, 2002, documento cartaceo fornito dal Comune.

³⁹⁹ Città di Avigliana, documento citato, 2009, pag. 151.

In ogni caso le lavorazioni dovranno essere condotte a giropoggio e si dovranno adottare tutte le opere idraulico-colturali capillari di regimazione delle acque defluenti e di rinsaldamento dei pendii, rispondenti agli obiettivi di conservazione e tutela dell'assetto idrogeologico del suolo»⁴⁰⁰;

- Art. 36, *Prescrizioni conseguenti alla individuazione delle problematiche idrogeologiche secondo gli studi effettuati ai sensi della Circ. PGR 8/5/1996 7/LAP.*

«In tutto il territorio comunale, per quanto riguarda l'edificabilità del suolo, valgono le prescrizioni di carattere geologico che prevalgono su eventuali norme urbanistiche di zona meno restrittive. Ogni parte del territorio del Comune di Avigliana ricade, in base alla tavola *Carta di sintesi della pericolosità geomorfologica e dell'idoneità all'utilizzazione urbanistica* in scala 1:10.000 in una delle seguenti classi ai sensi della circolare PGR 8/5/1996 n.7/LAP:

Classe	Descrizione
Classe I	Pericolosità geologica nulla o trascurabile
Classe II	Pericolosità geologica moderata
Classe III a, III b α, III b β 1, III b β 2, III b γ	Pericolosità geologica da elevata a molto elevata con differenti gradi di rischio e conseguenti differenti prescrizioni urbanistiche.

Per tutte le classi elencate in tabella valgono le seguenti prescrizioni di carattere generale: tutti gli interventi consentiti devono essere progettati e realizzati tenendo conto dei problemi evidenziati nelle analisi relative ai problemi geologici ed idrogeologici, di cui agli Allegati Tecnici; in tutto il territorio comunale per le nuove edificazioni ed altresì per gli edifici ed i manufatti esistenti è in ogni caso prescritto un adeguato progetto che dimostri la corretta raccolta e lo smaltimento delle acque piovane ricadenti all'interno dei lotti, nel rispetto delle problematiche relative al reticolo idrografico esistente e nel rispetto dell'art. 12 del PAI "Limiti alle portate scaricate dalle reti di drenaggio artificiale" [...]; le opere di urbanizzazione primaria possono essere realizzate in qualunque punto del territorio purché siano evidenziati gli accorgimenti tecnici utilizzati in relazione agli specifici problemi idrogeologici; nuove opere di urbanizzazione secondaria possono essere realizzate in qualunque punto del territorio, con l'eccezione delle aree poste in classe III b γ, purché siano evidenziati gli accorgimenti tecnici utilizzati in relazione agli specifici problemi idrogeologici; le opere di urbanizzazione secondaria presenti nella classe III b γ possono essere soggette ad interventi sino alla ristrutturazione edilizia, evidenziando gli accorgimenti assunti a tutela della sicurezza dell'utenza oltre che degli immobili»⁴⁰¹.

⁴⁰⁰ Città di Avigliana, documento citato, 2009, pp. 152-153.

⁴⁰¹ Come si è già detto, a queste indicazioni generiche, si affiancano informazioni più puntuali per ciascuna delle classi individuate. Si tratta di prescrizioni via via più restrittive in termini di azioni richieste per limitare il rischio di dissesto idrogeologico e di cui è necessario tenere conto in sede di progettazione. Si rimanda al testo del P.R.G.C. per un approfondimento in tal senso, Città di Avigliana, documento citato, 2009, pp. 174-184.

7.9 Soluzioni progettuali di gestione del territorio e politiche di prevenzione adottate dal Parco Naturale dei Laghi di Avigliana

Il Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, per definizione, opera quotidianamente per la salvaguardia del territorio e delle risorse in esso contenute.

In tale contesto, i danni subiti a seguito dell'alluvione del 2000 e l'attuazione della Variante n. 15 da parte del Comune di Avigliana, rappresentarono per l'Ente di gestione l'occasione per richiamare l'attenzione sulla necessità di riconoscere alla Palude dei Mareschi⁴⁰² la funzione di cassa d'espansione⁴⁰³.

Come già evidenziato, la tutela della Palude dei Mareschi rientra tra le finalità del Parco, ma con la Variante n. 15, di fatto, le viene riconosciuto l'importante ruolo di elemento naturale di protezione del territorio. Tale zona infatti, se conservata nella sua integrità, è in grado di trattenere elevate quantità d'acqua che altrimenti si riverserebbero sull'abitato e sulla zona industriale adiacente.

Generalmente, la cassa di espansione è un'opera idraulica artificiale costruita in prossimità di un corso d'acqua con l'obiettivo di ridurre gli effetti di eventi di piena e, come tale, fa parte della macrocategoria dei bacini di espansione⁴⁰⁴.

⁴⁰² Per quanto riguarda la Palude dei Mareschi, così recita il P.R.G.C.: «in questo ambito, classificato in parte come Riserva Naturale speciale, ai sensi dell'art. 5 della L.R. 12/1990, sono ammessi esclusivamente gli usi agricoli e forestali in atto, e gli interventi di gestione agraria e forestale, nel rispetto dei divieti disposti dalla normativa del Piano naturalistico, nonché quelli finalizzati al miglioramento delle condizioni naturali ed alla sua fruizione», Città di Avigliana, documento citato, 2009, pag. 139.

⁴⁰³ A tal proposito, così recita l'Osservazione n. 5 alla Variante urbanistica n. 15: «tal funzione è di fatto svolta dalla Palude dei Mareschi nei periodi di pioggia intensa: i progetti predisposti dall'Amministrazione Comunale, volti a dirottare l'acqua proveniente dai rii del versante montano verso la palude prima di introdursi nel Canale Naviglia rafforzano ulteriormente il ruolo di cassa di espansione della palude stessa».

⁴⁰⁴ I bacini di espansione sono opere idrauliche realizzate per ridurre la portata dei corsi d'acqua durante le piene per mezzo di uno stoccaggio temporaneo di parte del volume dell'onda.

I bacini di espansione possono assumere le caratteristiche di:

-serbatoi di laminazione, realizzati generalmente nella parte montana del bacino e costituiti da invasi relativamente profondi;

-casse di espansione, realizzate di solito nei tratti di pianura dei corsi d'acqua. In particolare, le casse di espansione possono essere in linea (lo stoccaggio del volume idrico avviene grazie ad opere trasversali realizzate in alveo); in derivazione (l'espansione avviene su territori delimitati da arginature naturali o artificiali) o miste (opere che combinano le due tipologie precedenti). La cassa di espansione è costituita da un'opera di presa, un bacino artificiale di espansione ed un'opera di scarico. L'opera di presa è progettata in modo tale che al raggiungimento di un determinato livello del corso d'acqua, parte della portata fluisca all'interno del bacino artificiale di espansione, mentre lo scarico consente il totale deflusso dell'acqua che viene accumulata durante gli eventi di piena.

Il principio idraulico delle casse di espansione in linea e in derivazione è comune.

Le fasi di progettazione di una cassa di espansione sono le seguenti:

-indagini conoscitive idrologiche e meteorologiche del territorio;

-rilievi *in situ*;

-acquisizione della cartografia;

Una possibile classificazione delle opere idrauliche per la prevenzione da danni alluvionali è riportata nella tabella che segue (Tab. 32).

Tab. 32 Tipologie di interventi per la difesa del territorio dalle piene

Tipologia di intervento	Caratteristiche
Interventi non strutturali	Riducono l'entità dei danni conseguenti alle piene senza intervenire sulle caratteristiche della corrente o del bacino.
Interventi strutturali	<p>Modificano le caratteristiche degli eventi di piena.</p> <p>Esempi:</p> <ul style="list-style-type: none"> • sistemazione dei versanti; • microbacini sull'asta principale o sugli affluenti secondari; • programmazione e gestione idraulica mirata delle aree antropizzate; • riduzione della portata attraverso lo stoccaggio temporaneo lungo tutta l'asta fluviale di parte del volume d'onda di piena (casse d'espansione e serbatoi di laminazione); • opere localizzate atte ad aumentare la portata del fiume (scavi ed arginature); • riduzione della portata attraverso corpi d'acqua secondari od accessori (diversivi⁴⁰⁵ e scolmatori⁴⁰⁶); • risezionamento e retifica dei tratti d'alveo; • costruzione o sopraelevamento degli argini; • variazione dei coefficienti di scabrezza.

(fonte: IdrAm, Centro Studi Acqua ed Ambiente)

In realtà, la Palude dei Mareschi era già stata oggetto di un intervento di riqualificazione da parte del Parco nel 1998.

In particolare, tale progetto mirava a risolvere alcuni elementi che sembravano influenzare in modo negativo le dinamiche ambientali della zona umida⁴⁰⁷. Tra questi:

- il prelievo dai laghi di acque ad uso irriguo effettuato nel periodo estivo che determinava il prosciugamento totale della palude per lunghi periodi, limitando ed eliminando alcune "nicchie" ecologiche tipiche della zona;
- la mancanza di manutenzione delle reti idriche di scolo verso il Canale Naviglia, con la conseguente formazione di pozze di acque stagnanti;

-indagini geologiche e geotecniche (rilevamento geomorfologico, geologico-tecnico, pozzi esplorativi, sondaggi, prove *in situ*, prove di laboratorio, valutazione della permeabilità);

-studi e valutazioni di compatibilità ambientale (valutazione del corretto inserimento ambientale dell'opera);

-studio del comportamento idraulico del corso d'acqua in condizioni naturali (prima dell'inserimento della cassa);

-studio del comportamento idraulico della cassa di espansione progettata per mezzo di simulazioni;

-progettazione, realizzazione, verifica del comportamento idraulico dell'opera e monitoraggio.

⁴⁰⁵ Per "diversivo" si intende un corso d'acqua che deriva permanentemente acqua dal fiume e la convoglia in un altro recapito finale (lago, mare, corso d'acqua).

⁴⁰⁶ Si definisce "scolmatore" un canale artificiale alimentato da uno sfioratore che entra in funzione solo durante eventi di piena rilevanti.

⁴⁰⁷ Nel 1998, la zona dei Mareschi era vista come una palude in corso di progressivo prosciugamento, con una rete idrica ridotta al solo collettore principale (Canale Naviglia), e una rete viaria di penetrazione scarsamente accessibile. Tali caratteristiche ne compromettevano la fruizione didattica e scientifica.

- l'abbandono progressivo dell'agricoltura e la correlata scarsa manutenzione della rete viaria (con una diffusa inaccessibilità addirittura per la viabilità pedonale).

Il progetto aveva previsto di:

- migliorare la viabilità di accesso con la costruzione di una passerella transitante sulla zona umida;
- creare alcune pozze laterali al Canale Naviglia nelle quali la falda potesse riaffiorare per tutto il periodo estivo, ricreando così le condizioni ecologiche ottimali per la flora e la fauna lacustre;
- organizzare la manutenzione di alcuni canali di scolo laterali al Canale Naviglia⁴⁰⁸ (Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, 1998).

Inoltre, a seguito dell'alluvione del 2000, il Parco si mostrò soggetto attivo nelle operazioni di ripristino. In particolare, tali azioni si esplicitarono attraverso due specifici progetti, uno sviluppatosi durante il 2001⁴⁰⁹ e uno l'anno successivo, nel 2002⁴¹⁰.

Entrambi gli interventi riguardarono la realizzazione di opere di protezione del territorio tramite tecniche di ingegneria naturalistica che, in quanto tali, condussero alla risoluzione dei problemi di drenaggio e dello scarico delle acque meteoriche, garantendo un basso impatto sull'ambiente.

⁴⁰⁸ Il costo totale di questo progetto fu pari a 138.448.290 lire.

⁴⁰⁹ Tale progetto aveva due obiettivi principali:

1) manutenzione straordinaria della Strada via Montepirchiriano compresa nel territorio del Parco. Tale tratto presentava un cedimento del muro a secco di contenimento a monte della sede viabile, con segni evidenti di erosione del terreno sovrastante; inoltre la scarpata mostrava marcati danni da erosione delle acque meteoriche. I lavori consistettero nel rifacimento del tratto di muro a secco, nel ripristino della banchina stradale e nella formazione delle cunetta stradale per lo scolo delle acque meteoriche;

2) manutenzione straordinaria della strada Campeggio Rio-Freddo, sulle rive del Lago Piccolo. La strada manifestava segni di instabilità per il parziale cedimento della scarpata a monte ed il dissesto della scarpata a valle della sede viabile. Tale situazione, antecedente all'alluvione, si era ulteriormente aggravata nell'ottobre 2001, con lo smottamento del terreno a monte della sede stradale. Per questo progetto fu possibile usufruire dei finanziamenti per i danni alluvionali (Regione Piemonte, Provincia di Torino, Comunità montana Bassa Val Susa e Val Cenischia, 2001).

⁴¹⁰ Il progetto interessò tre aree localizzate all'interno del Parco: il tratto di viabilità sommitale del castello di Avigliana, la strada del Rio Freddo in corrispondenza dell'opera di attraversamento del rio e il guado sul rio intermedio. Le opere in progetto furono classificabili in parte come manutenzione ordinaria ed in parte come manutenzione straordinaria, ed avevano lo scopo di provvedere alla sistemazione delle situazioni di dissesto generate dall'evento alluvionale del 2000. Le azioni puntuali messe in atto fecero riferimento ai seguenti aspetti:

-manutenzione e ripristino dei fossi di scolo presenti a bordo strada;

-sistemazione dei guadi;

-consolidamento e sistemazione delle strade sterrate;

-protezione dall'erosione al piede delle opere di sostegno degli attraversamenti stradali.

Anche in questo caso, fu possibile usufruire delle risorse stanziare per il ripristino dei danni alluvionali (importo lavori circa pari a 9.300 euro), Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, 2002.

A quanto si è detto, si aggiunge un progetto di più ampio respiro messo in atto nel 2003 il quale, finalizzato alla risistemazione ambientale della sponda del Lago Grande⁴¹¹, ha definito i seguenti obiettivi:

- aumento della qualità ecologica di un tratto di sponda presso l'edificio sede del Parco al fine di favorire l'insediamento di un canneto palustre e l'aumento dei siti di nidificazione dell'avifauna e di deposizione dell'ittiofauna;
- consolidamento e miglioramento vegetazionale del tratto di sponda soggetto ad erosione lungo la strada di accesso alla sede del Parco attraverso l'impiego di opere strutturali di ingegneria.

⁴¹¹ Importo lavori pari a 24.700 euro, Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, 2003.

Capitolo 8.

Conclusioni

La valutazione economica del danno ambientale assume un particolare rilievo sia per quanto concerne la normativa ambientale, sia per gli apporti specialistici che possono portare tutte le discipline che si occupano di Economia dell'ambiente.

La definizione dell'entità del risarcimento a seguito del verificarsi di un fenomeno avverso e l'individuazione delle operazioni di ripristino richiedono un adeguato *corpus* normativo, in grado di rispondere alle esigenze dei soggetti coinvolti e di garantire, per quanto possibile, che le risorse naturali ritornino alle condizioni "senza danno"⁴¹². Inoltre, al fine di determinare gli effetti di un danno sulla sfera economica, è necessario ricorrere a metodologie capaci di ricostruire il valore delle risorse coinvolte.

A quest'ultima esigenza risponde l'Estimo, che fornisce procedure e modelli di calcolo per l'assegnazione di un valore economico ai beni coinvolti nel danno, sia in presenza che in assenza di mercato⁴¹³.

Un fenomeno di danno all'ambiente è un processo complesso; compito del valutatore è ricostruire le relazioni tra le risorse coinvolte e scegliere la metodologia di volta in volta più adatta all'analisi⁴¹⁴.

La normativa comunitaria ed i decreti legislativi nazionali (che ne costituiscono il recepimento) individuano quale obiettivo primario delle valutazioni di danno il ritorno alle condizioni senza il verificarsi del fenomeno, da perseguirsi attraverso operazioni di ripristino primario⁴¹⁵.

Per definire la convenienza economica delle operazioni di ripristino, la letteratura di settore suggerisce il ricorso a due metodologie consolidate: l'analisi costi-efficacia (CEA) e l'analisi costi-benefici (ACB). Si tratta di procedure che permettono di definire, tra le diverse operazioni di ripristino disponibili, quella caratterizzata dal rapporto costi-benefici più favorevole e, nel caso in

⁴¹² La terminologia "con danno/senza danno" è da preferire a quella di "prima/dopo il verificarsi del danno" in quanto è necessario impostare la valutazione incentrandola su un unico momento temporale.

⁴¹³ Secondo quanto indicato nel *Testo Unico Ambientale*, sono oggetto delle valutazioni di danno solo tre componenti specifiche del sistema naturale: le specie ed *habitat* naturali protetti, le acque interne e costiere ed il terreno. Si tratta, in molti casi, di beni privi di un mercato di riferimento.

⁴¹⁴ Pur nelle difficoltà legate alla mancanza di un mercato di riferimento per i beni ambientali, la disciplina estimativa fornisce al valutatore gli strumenti concettuali e operativi per valutare le ricadute economiche di un danno al sistema naturale.

⁴¹⁵ Solo nei casi in cui non sia possibile optare per operazioni di ripristino primario, è necessario procedere con la riparazione complementare e quella compensativa.

cui anche tale opzione non soddisfi le aspettative, di indagarne ulteriormente le ricadute economiche.

Proprio le difficoltà tecniche e gli elevati costi che caratterizzano le azioni di ripristino e la necessità di tutelare le risorse ambientali per trasmetterle alle generazioni future, inducono a guardare al tema del danno ambientale secondo un nuovo punto di vista: dalla valutazione *ex-post* a quella *ex-ante*. L'obiettivo è quello di spostare l'attenzione dall'analisi delle conseguenze di un evento ormai verificatosi all'introduzione preventiva di politiche che siano in grado di evitare il fenomeno (o per lo meno di mitigarne gli effetti), nella convinzione secondo cui tale scelta conduca a risultati soddisfacenti non solo eticamente ma anche per quanto riguarda la convenienza economica.

In letteratura sono presenti numerosi studi nei quali è stata indagata la convenienza economica dell'adozione di politiche di prevenzione rispetto all'intervento *ex-post*. Quello che emerge da queste valutazioni è che investire risorse economiche nella prevenzione piuttosto che intervenire a danno avvenuto è conveniente per tutti i settori analizzati (dalle politiche di governo del territorio, all'ambito sanitario, fino all'introduzione di interventi infrastrutturali per la riduzione degli incidenti stradali).

Prende spunto da queste riflessioni l'interesse a ragionare sull'applicabilità del concetto di "danno mancato" alla valutazione della convenienza economica di politiche ambientali, inteso come strumento di confronto tra i costi da sostenere per evitare un danno e le somme che si sarebbero dovute esborsare per le operazioni di ripristino se il danno si fosse verificato.

In altre parole, definire il valore mancato equivale a stimare quanto costi impedire un danno o la sua evoluzione, calcolando la differenza tra costi sostenuti per gestire preventivamente il fenomeno e spese di intervento ipotizzate nel caso di progressione del deterioramento.

Le metodologie di analisi *ex-post* dei disastri ambientali e di valutazione dell'impatto economico legato all'introduzione di nuove strategie di governo del territorio sono ormai consolidate e condivise; in questo lavoro si è voluto riflettere sulle modalità attraverso cui analizzare la convenienza economica di politiche di tutela e conservazione delle risorse ambientali attraverso il concetto di danno mancato⁴¹⁶.

⁴¹⁶ Il metodo proposto contempla valutazioni di natura qualitativa ed analisi monetarie. Gli *step* fondamentali fanno riferimento ai seguenti punti:

- individuazione delle politiche ambientali delle quali si intende definire la convenienza economica;
- definizione delle ricadute in termini qualitativi sul territorio e sull'ambiente delle politiche di tutela introdotte;
- definizione dei costi legati a tali politiche;

Nell'ampio panorama delle politiche di tutela delle risorse ambientali sperimentate sul territorio, l'istituzione di aree protette è stata ritenuta particolarmente interessante.

Negli ultimi anni, il ruolo delle AP ha subito un'importante evoluzione, in quanto da luoghi esclusivamente dedicati alla protezione della natura, esse sono oggi diventate un soggetto attivo in termini di sviluppo economico e culturale dei territori coinvolti.

Nonostante ciò, pur nella consapevolezza dell'importante ruolo ricoperto da parchi e riserve nel raggiungimento di obiettivi di tutela delle risorse ambientali e delle specie ed *habitat* naturali protetti, la necessità di dimostrarne la convenienza economica è quanto mai urgente, soprattutto in un contesto come quello attuale in cui le risorse economiche a disposizione sono sempre più ridotte.

Partendo dal presupposto che la presenza di un'area protetta è garanzia di una gestione del territorio improntata alla tutela delle risorse ambientali e alla limitazione dei danni, si ritiene che riflettere in termini di danno mancato possa costituire un valido strumento di supporto per giustificare l'istituzione.

In particolare, al fine di ricostruire un quadro del grado di consapevolezza che gli enti di gestione hanno relativamente al ruolo ricoperto dalle AP nella prevenzione dei danni e di venire a conoscenza di eventuali studi orientati ad indagare la convenienza economica di tali operazioni, è stata effettuata nell'estate 2011 un'indagine sull'intero panorama italiano delle AP.

I principali risultati emersi dalla ricerca fanno riferimento ai seguenti aspetti:

- 1) l'individuazione di metodologie per definire la convenienza economica delle AP è di estremo interesse per gli operatori del settore, in quanto viene interpretata come una modalità per giustificare l'esistenza e per dimostrarne l'utilità nei processi di governo del territorio;
- 2) il riferimento al ruolo in termini di prevenzione dai danni ambientali e in particolare la metodologia del "danno mancato" per la stima della convenienza economica, pur costituendo per la maggior parte degli intervistati una modalità di analisi convincente, desta forti preoccupazioni in termini operativi per la carenza di dati capaci di supportare la "validità scientifica" del risultato.

-trasferimento dei benefici individuati in unità monetarie utilizzando le diverse tecniche estimative disponibili in letteratura;

-definizione di un *set* di ipotesi di danni ambientali che si sarebbero potuti verificare in mancanza della strategia oggetto dell'analisi con la conseguente definizione delle ricadute sul territorio e delle azioni di ripristino a cui sarebbe stato necessario ricorrere;

-trasferimento in unità monetarie di tali interventi per mezzo dei costi di ripristino;

-comparazione tra i costi sostenuti per l'introduzione della politica da un lato e i benefici economici derivanti da tale strategia sommati ai costi evitati dall'altro.

Inoltre, con l'obiettivo di indagare meglio quale possa essere il contributo delle politiche di prevenzione nella gestione di un territorio, si è deciso di soffermare l'attenzione su una specifica realtà, in quanto esempio positivo di collaborazione tra enti pubblici: il caso del Comune di Avigliana e del Parco Naturale dei Laghi di Avigliana.

Il territorio dell'aviglianese, come una porzione rilevante del territorio piemontese, è stato oggetto di una disastrosa alluvione nel 2000.

Pur nella drammaticità dell'evento, esso è stato l'occasione per mettere in luce la necessità di privilegiare la prevenzione dai danni piuttosto che l'intervento *ex-post*, non solo con azioni di progettazione urbanistica, ma anche valorizzando le difese naturali che un territorio "sano" e ben gestito può garantire.

Dall'interpretazione dei dati raccolti emerge come, nonostante la valutazione economica dei danni all'ambiente costituisca ancora oggi un ambito di analisi necessario a causa dei continui impatti negativi sulle risorse ambientali, sia però fondamentale ampliare l'orizzonte di stima alla fase *ex-ante*.

La messa in atto di strategie di prevenzione permette non solo di garantire nel tempo il mantenimento dello *stock* di risorse a disposizione, ma anche di ottimizzarne i costi di gestione.

Ne deriva che, considerando i benefici in termini di danno mancato, la maggior parte delle politiche di prevenzione adottate risulta giustificata, quand'anche esse siano caratterizzate da costi di implementazione elevati.

Capitolo 9.**Bibliografia**

C.W. Abdalla, B. A. Roach, D.J. Epp, *Valuing Environmental Quality Changes Using Averting Expenditures: an Application to Groundwater Contamination*, *Land Economics*, 68, 2, pp. 163-169, 1992.

W.L. Adamowicz, J. Louviere, M. Williams, *Combining Revealed and States Preferences Methods for Valuing Environmental Amenities*, *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, pp. 271-292, 1994.

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA), L. Sinisi e A. Guarinello (a cura di), *Il danno ambientale nell'ordinamento degli Stati europei e negli atti paneuropei*, Roma, 1999.

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA), E. De Francesco, P. Rosato, L. Rossetto, G. Schiesaro e S. Togni, *Il danno ambientale ex art.18 L.349/86, Aspetti teorici e operativi della valutazione economica del risarcimento dei danni*, Manuali e linee guida 12/2002, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, Roma, 2002.

Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici, (APAT), A. Candido, T. Cianflone, G. Di Marco, E. Defrancesco, A. La Notte; R. Montani, L. Rossetto, P. Rosato, D. Vagaggini, e V. Zanatta, *Il risarcimento del danno ambientale: Aspetti teorici ed operativi della valutazione economica* Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, Roma, 2006.

Agenzia Regionale Prevenzione ed Ambiente, Emilia Romagna, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [http://www.arpa.emr.it/pubblicazioni/sostenibilita/generale_238.asp] e consultato in data 23 ottobre 2011.

A.W. Ando, M. Khanna, A. Wildermuth, S. Vig, *Natural Resources Damage Assessment: Methods and Cases*, 2004, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [http://www.wmrc.uiuc.edu/main_sections/info_services/library_docs/RR/RR-108.pdf] e consultato in data 27 novembre 2010.

A. Antonietti, *Estimo e politica comunitaria per la salvaguardia ambientale*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

G. Asciuto, *Proposte per una corretta valutazione di impatto ambientale in progetti di opere pubbliche interessanti il territorio agro-forestale*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

Asian Development Bank, *Economic Evaluation of Environmental Impacts, a Workbook*, Office of Environment and Social Development, Manila, Philippines, 1996.

Asian Development Bank and World Bank, *Preliminary Damage and Needs Assessment, Immediate Restoration and Medium Term Reconstruction in Crisis Affected Areas*, 2009, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [www.reliefweb.org] e consultato in data 15 febbraio 2011.

Autorità di Bacino del Fiume Po, *Piano Stralcio per l'Assetto Idrogeologico (PAI)*, 1999.

R. Bajno e G. Rosi, *Problemi giuridici nella valutazione del danno ambientale*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

M.L. Bemelmans –Videc, R.C. Rist, E. Vedung (a cura di), *Carrots, Sticks and Sermons: Policy Instruments and Their Evaluation*, New Brunswick, Transaction, 1998.

S. Benvenuti, *Considerazioni sui danni economici nei boschi*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici*,

assicurativi, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

J. Bergstrom, *Concepts and Measures of the Economic Value of Environmental Quality: A Review*, Journal of Environmental Management, n.2, 1990.

O. Bin, C.E. Landry, C.L. Ellis, H. Vogelsong, *Some Consumer Surplus Estimates for North Carolina Beach*, Departement of Economic, East Carolina University, 2004.

R.C. Bishop and M.P. Welsh, *Existence Value in Benefit-Cost Analysis and Damage Assessment*, Land Economics, 68, pp. 405-417, 1992.

R.C. Bishop, S.B. William, L.K. Jeffrey, R.D. Robert, S.M. Wytinck, *Restoration Scaling Based on Total Value Equivalency: Green Bay Natural Resource Damage Assessment*, Final Report, 2000.

K. Bishop, N. Dudley, A. Phillips, S. Stolton (a cura di), *Speaking a Common Language, The uses and performance of the IUCN System of Management Categories for Protected Areas*, IUCN, Gland, 2004.

N. V. Blesing, J. R. Tuffley, *Study of Potential Economic Benefits from Reduction in Salinity of River Murray Water*, AMDEL Report n. 1179, 1977.

N.E. Bockstael, W.M. Hannemann, C.L. Kling, *Estimating the Value of Water Quality Improvements in a Recreational Demand Framework*, Water Resources Research, 23, 5, pp. 951-960, 1987.

N.E. Bockstael, K.E. McConnell, I.R. Strand, *Recreation: Measuring the Demand for Environmental Quality*, North Holland, News York, 1991.

F. Bonnieux e P. Rainelli *Evalutation des Dommages des Marée Noires: une Illustration à partir du Cas de l'Erika et des Pertes d'Agrément des Résidents* in Economie et Statistique, pp. 173-187, 2002.

M. Bottero e G. Mondini (a cura di) *Valutazione e sostenibilità, piani, programmi, progetti*, Celid, Torino, 2009.

J. Boyd, *A Market-Based Analysis of Financial Assurance Issue Associated with U.S. Natural Resources Damage Liability*, Resource for the Future, Washington D.C., 2000.

P.C. Boxall, W.L. Adamowicz, *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, 1999.

D. Bougherara, G. Grolleau, N. Mzoughi, *The "make or buy" decision in private environmental transaction*, Eur J Law Econ, No. 27, pp. 79-99, 2009.

M. Bresso, *Per un'economia ecologica*, La Nuova Italia Scientifica, 1993.

M. Bresso, *Economia ecologica*, Jaca book, Milano, 1997.

C. Brethour e A. Weersink, *An economic evaluation of the environmental benefits from pesticide reduction*, Agricultural Economics, 25, pp. 219-226, 2001.

D.S. Brookshire, *Issues regarding benefits transfer, in Benefit Transfer: Procedures, Problems, and Research Needs*, Association of Environmental and Resource economists Workshop, Snowbird, Utah, 1992.

C.H. Bullock, D.A. Elston, A. Chalmers, *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, 1998.

J. R. G. Butler, *Economic evaluations of screening programs: a review of methods and results*, Clinica Chimica Acta, 315, pp. 31-34, 2002.

G. B. Cantisani, *Estimo, Economia Ambientale, Ingegneria Economica*, Roma, 2008.

C. Carraro, J. Crimi, A. Sgobbi, *La valutazione degli impatti dei cambiamenti climatici in Italia e delle relative misure di adattamento*, rapporto relativo alla Conferenza Nazionale sui Cambiamenti Climatici, Roma, 12-13 settembre 2007, in collaborazione tra Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici e il Centro Euro-Mediterraneo per i Cambiamenti Climatici, 2007, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [www.apat.gov.it/site/_files/Doc_clima/Rapporto_sintesi_finale_new.pdf] e consultato in data 11 maggio 2011.

A. Caruso di Spaccaforno, *Perizia di stima Boscoincittà, Stima dei benefici derivati dalla realizzazione e gestione del Parco unitamente alla diffusione fra i cittadini della cultura del verde e della coscienza civica*, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [http://www.sperimenti.com/sperimentilab.com/cfu/images/stories/economico/bosco_valore_economico.pdf] e consultato in data 28 marzo 2011.

G. Casoni, P. Polidori, *Economia dell'ambiente e metodi di valutazione*, Carocci Editore, Roma, 2002.

F. B. Chaaban, T. Mezher, M. Ouwayjan, *Options for emissions reduction from power plants: an economic evaluation*, *Electrical Power and Energy Systems*, 26, pp. 57-63, 2004.

N. Cimini, *L'economia della vita, un esempio: il valore del Parco Nazionale della Majella*, documento tecnico-scientifico del Parco Naturale della Majella, n.7, Sulmona (Aq), 2011.

E. Cimnaghi, *Il ruolo delle aree protette nello sviluppo di un territorio*, atti della XXXI Conferenza Italiana di Scienze Regionali, Aosta 20-22 settembre 2010.

Città di Avigliana, *Variante n. 15 al P.R.G.C., Progetto definitivo, Relazione illustrativa, Obiettivi, criteri e contenuti della variante. Compatibilità ambientale*, 2002, documento cartaceo fornito dal Comune.

Città di Avigliana, *Piano Regolatore Generale Comunale, Norme Tecniche di Attuazione, Testo Integrato con le Varianti al P.R.G.C.*, 2009, documento scaricabile all'indirizzo *internet*

[http://www.comune.avigliana.to.it/servizi/urbanistica/piano_regolatore.php] e consultato in data 26 ottobre 2011.

M. Clawson, *Method for Measuring the Demand for, and Value of, Outdoor Recreation, resources for the Future*, Rep. 10, Washington D.C., 1959.

H. Cochrane, *La valutazione dei danni dovuti a disastri naturali e procurati dall'uomo*, in F. L. Girard (a cura di) *Estimo ed economia ambientale: le nuove frontiere nel campo della valutazione*, Studi in onore di Carlo Fiore, Franco Angeli, Milano, 1993.

J.P. Cohn, *The flight of the California Condor*, *BioScience* 43, pp. 206-209, 1993.

Commissione delle Comunità Europee, COM (93) 47 def., *Il libro verde sul risarcimento dei danni all'ambiente*, Ufficio delle pubblicazioni ufficiali delle Comunità Europee, Bruxelles, 1993.

Commissione Europea, DG XI, *Economics Aspects of Liability and Joint Compensation System for remedying Environmental damage*, vol. II, Topic Paper (3066), Bruxelles, 1996.

Commissione delle Comunità Europee, COM (2000) 66 def., *Libro Bianco sulla responsabilità per danni all'ambiente*, Bruxelles, 2000.

Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente, *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. B4-3040/2000/2657/81/MAR/B3, Bruxelles, 2001.

Commissione Europea, Unità di Valutazione, DG Politica Regionale e Coesione, *Guida all'analisi costi-benefici dei progetti di investimento*, Fondi Strutturali, Fondo di Coesione e ISPA, Bruxelles, 2003.

Comune di Avigliana, *Sistema di gestione ambientale, Politica Ambientale*, approvato con Delibera n. 108 del 2 maggio 2011, documento scaricabile all'indirizzo *internet*

[<http://www.comune.avigliana.to.it/include/menu/17-Politica%20ambientaleDGC108-2011.pdf>] e consultato in data 20 ottobre 2011.

Comunità Europea, *Primo Programma d'azione in materia ambientale*, 22 novembre 1973.

Comunità Europea, *Atto Unico Europeo*, 1987.

Consiglio Europeo, *Trattato di Amsterdam*, 1997.

G. L. Corinto, *Modi di esercizio dell'agricoltura e danno all'ambiente: alcune considerazioni*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

V. Costantini (dispense a cura di), *Crescita economica, commercio internazionale e ambiente naturale: dinamiche e interazioni*, Roma, 2005, documento scaricabile all'indirizzo internet [<http://host.uniroma3.it>] e consultato in data 11 maggio 2011.

R. Costanza, R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton e M. van den Belt, *The value of the world's ecosystem services and natural capital*, Nature, Vol. 387, pp. 253-260, 1997.

D. Cowell e H. Apsimon, *Estimating the cost of damage to buildings by acidifying atmospheric pollution in Europe*, Atmospheric Environment Vol. 30, No. 17, pp. 2959-2968, 1996.

R.G. Cummings, D.S. Walsh, *Valuing Environmental goods. An Assessment of the Contingent Valuation Method*, Rowman e Littlefield Publishers, Savage, Maryland, 1986.

R.G. Cummings e G.W. Harrison, *Identifying and measuring Non-use values for natural environmental resources: a critical review*, Final Report to the American Petroleum institute, Mimeo, 1992.

R.G. Cummings e G.W. Harrison, *The measurement and decomposition of non-use values: a critical review*, *Environmental and resource economics*, 5, pp. 225-247, 1995.

D. De Strobel, *Il danno ambientale e le implicazioni assicurative*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

R.T. Deacon, D.S. Brookshire, A.C. Fisher, A.V. Kneese, c.D. Kolstad, D. Scrogin, V.K. Smith, m. Ward, J. Milen, *Research Trend Opportunities Environmental and Resources Economics*, 11, pp. 383-387, 1998.

E. Defrancesco e M. Merlo, *La regressione multipla strumento della stima per valori tipici*, in *Genio Rurale*, 7/8, 1991.

Department For Environment Food and Rural affairs, (DEFRA), *An introductory guide to valuing ecosystem services*, 2007, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [www.defra.gov.uk] e consultato in data 15 marzo 2011.

Department for Business Innovation & Skill, *Impact Assessment Toolkit, A guide to undertaking an Impact Assessment and completing the IA Template*, 2010, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [www.bis.gov.uk/ia-toolkit] e consultato in data 16 febbraio 2011.

W.H Desvougues, .C. Naughton, G.R. Parsons, *Benefit Transfer: conceptual problems in estimating water quality benefits using existing studies*, *Water Resources Research*, 28, 3, pp. 675-683, 1992.

A. D. N. De Zoysa, *A Benefit Evaluation of Programs to Enhance Groundwater Quality, Surface Water Quality and Wetland habitat in Northwest Ohio*, Dissertation, The Ohio State University, 1995.

E. Di Cocco, *La Valutazione dei Beni Economici*, Calderini, Bologna, 1960.

M. Dini, *La valutazione del danno ambientale: riflessioni in tono minore*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

C. Dosi, *Environmental values, valuation methods and natural disaster damage assessment*, United Nations, Santiago, Chile, 2001.

Economic Commission for Latin America and the Caribbean and International Bank for Reconstruction and Development (The World Bank), *Handbook for estimating the socio-economic and Environmental Effects of Disaster*, 2003, documento scaricabile all'indirizzo internet [<http://www.unisdr.org/eng/library/Literature/7578.pdf>] e consultato in data 31 gennaio 2011.

S. Engel, S. Pagiola, S. Wunder, *Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issue*, *Ecological Economics*, 65, pp. 633-674, 2008a.

S. Engel, S. Pagiola, S. Wunder, *Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries*, *Ecological Economics*, 65, pp. 834-852 2008b.

European Commission, *Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in EU, Toolkit for Performing Resource Equivalency Analysis to Assess and Scale Environmental Damage in the European Union*, Sixth Framework Programme 2002-2006, 2008, documento scaricabile all'indirizzo internet [http://www.envliability.eu/docs/D13MainToolkit_and_Annexes/REMEDE_D13_Toolkit_310708.pdf] e consultato in data 20 ottobre 2010.

ENI-ISVET *Economic Costs and Benefits of an Antipollution Project in Italy*, Roma, 1972.

N. Famularo, *Della variabilità dl valore con lo scopo della stima di un possibile sesto criterio di stima*, *Rivista del Catasto e dei Servizi Tecnici Erariali*, n. 3, 1943.

J. Farley e R. Costanza, *Payments for ecosystem services: from local to global*, Ecological Economics, 69, pp. 2060-2068, 2010.

R. Feldman e R.J. Blaustein, *Ecosystem Services as a framework for Law and Policy*, Environmental Law Reporter 10756, 2007.

P. J. Ferraro e A. Kiss, *Direct payments to conserve biodiversity*, Science 298, pp. 1718-1719, 2002.

P. J. Ferraro e R. D. Simpson. *The cost-effectiveness of conservation payments*, Land Economics, 78 (3), pp. 339-353, 2002.

P. Ferraro e R. D. Simpons, *Protecting forests and biodiversity: are investments in eco-friendly production activities the best way to protect endangered ecosystems and enhance rural livelihoods?* Forests, Trees and Livelihoods, 15, pp.167-181, 2005.

A. Fischer e R. Raucher, *Intrinsic Benefits of Improved Water Quality: conceptual and Empirical Perspectives*, V.K Smith. e A.D. Witte (eds) *Advances in Applied Microeconomics* (vol. 3°), JAI Press, Greenwich, 1984.

C. Forte e B. De Rossi, *Principi di economia ed estimo*, Etas Libri, Milano, 1974.

S. Frederick, G. Loewenstein, T. O'Donoghue, *Time discounting and time preference: a critical review*, Journal of Economic Literature XI, pp. 351-401, 2002.

L. Fusco Girard, *Risorse architettoniche e culturali: valutazioni e strategie di conservazione*, Franco Angeli, Milano, 1987.

L. Fusco Girard, *Estimo, Economia Ambientale e Sviluppo Sostenibile*, Le Nuove Frontiere nel Campo della Valutazione tra Conservazione e Qualità dello Sviluppo, Franco Angeli, Milano, 1993.

G. Gambarelli, C. Giupponi, A. Goria, *La desertificazione, i costi di inazione e la valutazione delle opzioni di adattamento nel cambiamento climatico*, rapporto relativo alla Conferenza Nazionale

sui Cambiamenti Climatici, Roma, 12-13 settembre 2007, in collaborazione tra Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici e il Centro Euro-Mediterraneo per i Cambiamenti Climatici, 2007, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [www.apat.gov.it/site/_files/Doc_clima/Rapporto_sintesi_finale_new.pdf] e consultato in data 11 maggio 2011.

R. Gambino, D. Talamo, F. Thomasset (a cura di), *Parchi d'Europa, verso una politica europea per le aree protette*, Edizioni ETS, Pisa, 2008.

R. Gambino, *Parchi e paesaggi d'Europa, Un programma di ricerca territoriale*, Lectio Magistralis, 8 ottobre 2009, Torino, 2009.

G. Garrod e K.G. Willis, *economic valuation of the environment*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK, 1999.

A. Gandiglio, *Intervista ad Ippolito Ostellino: basta con i recinti*, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [www.greenews.info] e consultato in data 27 novembre 2010.

R. Gasparini, C. Lucioni, P. Lai, P. Maggioni, L. Sticchi, P. Durando, P. Morelli, I. Comino, S. Calderisi, P. Crovari, *Cost-Benefit evaluation of influenza vaccination in the elderly in the Italian region of Liguria*, *Vaccine*, 20, B50-B54, 2002.

P. Gatto e L. Secco, *Nuove linee di intervento per la remunerazione dei servizi delle foreste*, Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura, Taormina (ME), 16-19 ottobre 2008, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pag. 1095-1103, 2008.

P. Giacomelli e M. Brambilla, *La valutazione economica del rischio di frana in un'area montana, in Sopra il Livello del Mare*, Rivista dell'Istituto Nazionale della Montagna, n. 32, Bologna, pp. 44-51, 2007.

F. Giampietro, *La valutazione del danno all'ambiente: i primi passi dell'art. 18 della legge n.349/1986*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi*,

paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

E. Gomez-Baggethun, R. de Groot, P. L. Lomas, C. Montes, *The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes*, *Ecological Economics*, 69, p. 1209-1218, 2010.

Government of Haiti, World Bank, The Inter-American Development Bank and the United Nations System, Republique D'Haiti, *Analysis of Multiple Natural Hazards In Haiti*, 2010, documento scaricabile all'indirizzo *internet*

[www.reliefweb.org] e consultato in data 15 febbraio 2011.

H. Gregersen, A. Lundgren, S. Kengen, N. Byron, *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, 1997.

M. Grillenzoni e G. Grittani, *Estimo. Teoria, procedure di valutazione, casi applicativi*, Edizioni Calderini, Bologna, 1994.

J. Guria, *An economic evaluation of incremental resources to road safety programmes in New Zealand*, *Accident Analysis and Prevention* 31, pp. 91-99, 1999.

J.J. Gutrich, E. VanGelder, L. Loope, *Potential economic impact of introduction and spread of the red imported fire ant, *Solenopsis invicta*, in Hawaii*, *Environmental Science e Policy*, n. 10, pp. 685-696, 2007.

M. Hanemann, *Willingness to pay and willingness to accept. How much can they differ?* Giannini Foundation of Agricultural Economics, Working Paper n. 320, 1984.

N. Hanley, R.E. Wright, V. Adamowicz, *Using Choice Experiments to Value the Environment*, *Environment and Research Economics*, 11, pp. 413-428, 1998.

Hanley and Spash, 1993 in A.J. McConnachie, M-P. de Wit, m.P. Hill and M.J. Byrne, *Economic evaluation of the successful biological control of azolla filiculoides in South Africa*, Biological Control, 28, pp. 25-32, 2003.

K. Hansoon, M. Danielson, L. Ekenberg, *A framework for evaluation of flood management strategies*, Journal of Environmental Management, 86, pp. 465-480, 2008.

E. Hauer, *Computing what the public wants: some issue in road safety cost-benefit analysis*, Accident Analysis and Prevention, 43, pp. 151-164, 2011.

E. G. Hertwich, W. S. Pease, C. P. Koshland, *Evaluating the environmental impact of products and production processes: a comparison of six methods*, The Science of The Total Environment, 196, pp. 13-29, 1997.

V.H. Heywood, *Global biodiversity assessment*, United Nations Environment Programme, Cambridge University Press, 1995.

J.R. Hicks, *The Four Consumer's Surpluses*, Review of Economics Studies, vol. 11, pp. 31-41, 1943.

C. Howe, *Damage Handbook: a Uniform Framework and Measurement Guidelines for Damages from Natural and Related Man-made Hazards*, Draft report to the National Science Foundation, 1990.

C. Howe and H. Cochrane, *Guidelines for the uniform definition, identification, and measurement of economic damages from natural hazard events*, Program on Environment and Behavior, Special Publication n. 28, Institute of Behavioral Science, University of Colorado, pag. 2, 1993.

C. B. Huffaker, F.J. Simmonds, J. E. Laing, *The theoretical and empirical basis of biological control*, in C. B. Huffaker, P. S. Messenger (Eds.) *Theory and Practice of Biological Control*, Accademic Press, New York, pp. 41-78, 1976.

International Union for Conservation of Nature (IUCN), *Guidelines for protected area management categories*, IUCN and The World Conservation Monitoring Centre, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 1994.

IUCN, *V IUCN World Parks Congress, Benefits beyond Boundaries*, 8-17 September 2003, Durban, South Africa, 2003.

IUCN, *III World Conservation Congress, People and nature, Only One World*, Bangkok, 17 – 25 November 2004, Thailand, 2004.

IUCN –WCPA, *Categories Summit*, 7 – 11 May 2007, Almeria, 2007.

IUCN, *Guidelines for applying protected area management categories*, Dudley Editor, Switzerland, 2008a.

IUCN, *IV World Conservation Congress, A diverse and sustainable world*, 5-14 October 2008, Barcelona, 2008b.

IUCN, *The IUCN Programme 2009-2012, Shaping a sustainable future*, Barcellona, 2008c.

IUCN, *Red List of Threatened Species*, [<http://www.iucnredlist.org/>]

IdrAm, Centro Studi Acqua ed Ambiente, *La riduzione del rischio mediante riduzione del colmo di piena: la casse di espansione*, documento scaricabile all'indirizzo internet [http://www.idrologia.polito.it/~poggi/Lezione_V_Casse_Espansione.pdf] e consultato in data 26 ottobre 2011.

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, ISPRA, [<http://www.apat.gov.it/certificazioni/site/it-it/EMAS/>] e consultato in data 23 ottobre 2011.

M. Johannesson e P. Johansson, *A note on prevention versus care*, Health Policy, 41, pp. 181-187, 1997.

D. Kahnemann e A.Tversky, *Prospect theory: an analysis of decision under risk*, *Econometrica*, pp. 263-29, 1979.

R. A Kramer, D. D. Richter, P. Subhrendu and N.P. Sharma, *Ecological and Economic Analysis of Watershed Protection in Eastern Madagascar*, *Journal of Environmental Management* n. 49, pp. 277-295, 1995.

C. Kremen, J.O Niles, M.G. Dalton, G.C. Daily, P. R. Ehrlich, J.P. Fay, D. Grewal, R.P. Guillery, *Economic Incentives for Rain Forest Conservation Across Scales*, *Science*, Vol. 288, pp. 1828-1832, 2000.

J. Krutilla, *Conservation Reconsidered*, *American Economic Review*, 1967.

V. Kucera, J. Henriksen, D. Knotkova and C. H. Sjöström *Model for calculations of corrosion cost caused by air pollution and its application in three cities*, in *Progress in the Understanding and Prevention of Corrosion*, vol. 1 pp. 24-32, Institute of Materials, London, 1993.

S. N. Kulshreshtha, *Economic Value of Groundwater in the Assiniboine Delta Aquifer in Manitoba*, *Social Science Series*, 29, Environment Conservation Service, Environment Canada, Ottawa, Ontario, 1994.

K.J. Lancaster, *Consumer Demand: a New Approach*, Columbia Univeristy Press, New York, 1971.

L. Landell-Mills e N. Porras, *Silver bullet or fool's gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor*. Instrument for sustainable private sector forestry series, International Institute for Environment and Development, Londra, 2002.

La Stampa, *Piani Regolatori da rivedere*, 18 ottobre 2001, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [<http://www.provincia.torino.it/emergenza/comunica.htm>] e consultato in data 20 ottobre 2011.

C. H. Lawrence, *Estimating Indirect Cost of Urban Water Use*, Journal of the Environmental Engineering Division Proceedings of the American Society of Civil Engineers, 101, pp. 517-533, 1975.

J.J. Louviere, D.A. Hensher, J.D. Swait, *Stated Choice Methods: Analysis and Applications*, New York, Cambridge University Press, 2000.

S. Mattia e S. Miccoli, *La valutazione del danno ambientale, elementi per la definizione di un modello operativo*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

A. Marangoni, (a cura di), *Analisi Costi Benefici della raccolta differenziata di carta e cartone in Italia*, Comieco, Consorzio Nazionale Recupero e Riciclo degli Imballaggi a base di Cellulosa, 2005, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [www.comieco.org] e consultato in data 11 maggio 2011.

W. Mantel, *Zum finanziellen Bewerten (monetarisierung) der Waldschäden und einige Folgewirkungen in der Biiundesrepublik Deutschland*, in AFZ n. 8, Monaco, 1986.

F. Marangon, M. Spoto, F. Visintin, *An Environmental Accounting Model for a Natural Reserve*, in S. Schaltegger *et al.* (eds) *Environmental Management Accounting for Cleaner Production*, Springer Science, pp. 267-282, 2008.

A. Marshall, *Principi di Economia Politica*, UTET, Torino, 1959.

M. Martin, R. Marceau, *The Economic Value of Groundwater*, Montreal Economic Institute, 2001.

K.E. Mathews, F.R. Johnson, R.W. Dunford, W.H. Desvougues, *The Potential Role of Conjoint Analysis in Natural Resource Damage Assessment*, TER Technical working Paper No. G-9503, Triangle Economic research, 1995.

A.J. McConnachie, M-P. de Wit, m.P. Hill and M.J. Byrne, *Economic evaluation of the successful biological control of azolla filiculoides in South Africa*, *Biological Control*, 28, pp. 25-32, 2003.

J. McKenzie, *Conjoint analysis of deer hunting*, *North Eastern Journal of Agricultural and Resource Economics*, 19, pp. 109-117, 1996.

M. Merlo, *Sui criteri di stima delle esternalità*, *Genio Rurale* 7/8, pp. 82-89, 1990.

M. Merlo e L. Croitoru, *Valuating Mediterranean Forests-Towards Total Economic Value*, Cabi Publishing, 2005.

R.C. Mitchell e R.I. Carson, *Using surveys to value public good: the contingent valuation method*, *Resource for the Future*, Washington D.C., 1989.

R. Molesti, *Economia dell'ambiente*, Ipem Edizioni, 1988.

N. Myers, *Global biodiversity II, losses*, in G.K. Meffe, C.R. Carroll, eds. *Principles of conservation biology*, Sunderland (MA), Sinauer Associates, 1994.

Mullen J.D. Norton G.W., Reaves D.W. *Economic analysis of environmental benefits of integrated pest management*, *J. Agric. Appl. Econ* 29 (2) 243-254 1997.

R. Muradian, E. Corbera, U. Pascal, N. Kosoy, P. H. May, *Reconciling theory and practice: an alternative conceptual frame work for under standing payments for environmental services*, *Ecological Economics*, 69, pp. 1202-1208, 2010.

Nazioni Unite, *Dichiarazione delle Nazioni Unite sull'ambiente umano*, 1972, Stoccolma, documento scaricabile all'indirizzo *internet*

[<http://www.unep.org/documents/default.asp?documentid=97>] e consultato in data 1 aprile 2011.

Nazioni Unite, *Dichiarazione di Rio sull'ambiente e lo sviluppo*, 1992, Rio de Janeiro, documento scaricabile all'indirizzo *internet*

[<http://www.unep.org/Documents.Multilingual/Default.asp?documentid=78>] e consultato in data 1 aprile 2011.

Nazioni Unite, *Carta Mondiale della Natura*, 1982.

S. Nespore, *Il Governo dell'ambiente, La politica e il diritto per il progresso sostenibile*, 2009, Milano.

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) *Habitat Equivalency Analysis: An Overview*, NOAA/Damage Assessment Restoration Program, Washington D.C., 2000.

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Damage Assessment Center, *Restoration Plan and Environmental Assessment for the April 2, 200, Oil Spill at Chalk Point on the Patuxent River*, Maryland, Draft for Public Review and Comment, 2002.

R. B. Norgaard and R. B. Howarth, *Sustainability and discounting the Future*, in R. Constanza (Ed.), *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*, Columbia University, Press, New York, 1991.

Nuclei regionali di Valutazione e Verifica degli Investimenti Pubblici (NUVV), Studi di fattibilità delle opere pubbliche. *Guida per la certificazione da parte di Nuclei Regionali di valutazione e Verifica degli Investimenti Pubblici*, Working Paper, 2001, documento scaricabile all'indirizzo *internet*

[http://www.retenuvv.it/documenti/attivita/rete/GUIDA_SDF.pdf] e consultato in data 15 febbraio 2011.

Organisation for Economic Cooperation and Development, (OECD), *L'Evaluation monetaire des avantages des politiques d'environnement*, Paris, 1989.

D.D. Ofiara, *Natural resources damage assessment in the United States: rules and procedures for compensation from spill of hazardous substances in oil waterways under US jurisdiction*, Marine Pollution Bulletin, 44, pp. 96-110, 2002.

N. Olewiler, *The Value of Natural Capital in Settled Areas of Canada*, Ducks Unlimited Canada and the Nature Conservancy of Canada, 2004.

S. Pagiola, P. Agostini, J. Gobbi, C. de Haan, M. Ibrahim, E. Murgueitio, E. Ramirez, M. Rosales, J.P. Ruiz, *Paying for Biodiversity Conservation Services in Agricultural Landscapes*, Environment Department, Paper No. 96, Environmental Economics Series, 2004.

S. Pagiola e G. Platais, *Payments for Environmental Services: From Theory to Practices*, Theory to Practice, Washington, World Bank, 2007.

S. Pagiola, *Payments for environmental services in Costa Rica*, *Ecological Economics*, 65, pp. 712-724, 2008.

Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, *Progetto di sistemazione del Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, zona Mareschi, Progetto definitivo/esecutivo*, giugno 1998, documento cartaceo fornito dal Parco.

Parco Naturale dei laghi di Avigliana, *Osservazione n. 5 alla Variante Urbanistica n. 15 del P.R.G.C., Prot. 26500, 29/10/01*, documento cartaceo fornito dal Parco.

Parco Naturale Laghi di Avigliana, *Manutenzione straordinaria della viabilità e dei rii per danni alluvionali, progetto esecutivo*, 2002, documento cartaceo fornito dal Parco.

Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, *Sistemazione ambientale sponda lago Grande, progetto esecutivo*, 2003, documento cartaceo fornito dal Parco.

D. Pearce, *Cost-Benefit Analysis*, Mac Millan, London, 1971.

D. Pearce e R. Turner, *Economia delle risorse naturali e dell'ambiente*, Il Mulino, 1991, Bologna.

D. Pearce, *Economic Aspects of Liability and Joint Compensation System for Remedying Environmental Damage: Valuation of Environmental Damage*, Commissione Europea DG XI, 1996.

D. Pearce, *The Economic Value of Forest Ecosystems*, Ecosystems Health, Vol.7 No. 4, Blackweel Science, pp. 284-296, 2001.

R. Perman, Y. Ma, J. McGilvray, M. Common, *Natural Resource and Environmental Economics*, Pearson Education, 2003.

D. Perrot-Maitre, *The Vittel payments for eco system services: a "perfect" PES case?* International Institute for Environment and Development, London, UK, 2006.

D. Pettenella, *Scenari economici per la retribuzione dei servizi ambientali delle imprese agro-forestali*, atti del convegno *Nuovi modelli colturali per la produzione di biomasse legnose*, Verona, 8 febbraio 2008, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [www.tesaf.unipd.it/pettenella/index.html] e consultato in data 20 ottobre 2011.

A. Phillips, *Turning Ideas on their Head. The New Paradigm for Protected Areas*, Durban, 2003.

D. Pimentel, U. Stachow, D.A. Takacs, .W. Brubaker, D.E. Onsi, D.B. Corzillis, *Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems*, BioScience 42, pp. 354-362, 1992.

D. Pimentel, C. Harvey, P. Resosudarmo, K. Sinclair, D. Kurz, M. McNair, S. Crist, L. Shpritz, L. Fitton, R. Saffouri, R. Blair, *Environmental and Economic Costs of Soli Erosion and Conservation Benefits*, Science, New Series, Vol. 267, No. 5201, pp. 1117-1123, 1995.

D. Pimentel, C. Wilson, C. McCullum, R. Huang, P. Dwen, J. Flack, Q. Tran, T. Saltman, B. Cliff, *Economic and Environmental benefits of Biodiversity*, Bioscience, vol. 47, N. 11, pp. 747-757, 1997.

A. Pigou, *The Economics of Welfare*, Londra, 1920.

P. Point, *Quelle Valeur économique de la demande sociale pour l'Environmental?*, INSEE Méthodes: l'Évaluation économique, 39-40, pp. 59-73, 1993.

M. Polelli, *La valutazione del danno ambientale: aspetti economico-estimativi*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici*,

sociali, giuridici, assicurativi, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

M. Polelli, *Nuovo Trattato di Estimo*, seconda edizione, Maggioli Editori, Repubblica di San Marino, 2008.

Provincia di Torino, *Programma di ricerca in tema di manutenzione e ripristino degli alvei dei corsi d'acqua, nonché in materia di protezione idrologica e difesa del suolo*, 1995.

Provincia di Torino, *Programma Straordinario Alluvione 2000, La gestione dell'emergenza, gli interventi urgenti, il rilievo dei danni, le proposte per il piano di intervento regionale, Primo Rapporto*, 2000a.

Provincia di Torino, *Piano di interventi straordinari per il ripristino in condizioni di sicurezza delle infrastrutture pubbliche danneggiate, per la pulizia e la manutenzione straordinaria degli alvei dei corsi d'acqua e per la stabilizzazione dei versanti nonché per le adeguate opere di prevenzione dei rischi*, 2000b.

Provincia di Torino, *Programma Straordinario Alluvione 2000, La gestione dell'emergenza, gli interventi urgenti, il rilievo dei danni, le proposte per il piano di intervento regionale, Primo Rapporto*, 2000c.

Provincia di Torino, *Schede descrittive e sintetiche dei Siti di Importanza Comunitaria proposti all'Unione Europea per la Costituzione della Rete Natura 2000*, in *Aggiornamento e adeguamento del Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale, Allegato 3 Quaderno Sistema del Verde e delle aree libere core areas*, luglio 2010.

Provincia di Torino, Ufficio Stampa, *Comunicato n. 52, 17 novembre 2000, Viabilità provinciale: 165 miliardi per la ricostruzione post-alluvione. Avviata la progettazione, da gennaio i cantieri*, documento scaricabile all'indirizzo internet [<http://www.provincia.torino.it/emergenza/comunica.htm>] e consultato in data 20 ottobre 2011.

R. Rajgopal, R. H. Cox, M. Lambur, E.C. Lewis, *Cost-Benefits Analysis Indicates the Positive Economics Benefits of the Expanded Food and Nutrition Education Program Related to Chronic Disease Prevention*, in *Journal of Nutrition Education and Behavior*, Volume 34, n. 1, pp. 26-27, 2002.

P.H. Raven e G. B. Johnson, *Biology*, 3rd ed. St. Louis, (MO), Mosby-Year book, 1992.

A. Realfonzo, *I danni ai centri storici: criteri di recupero e valutazione*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

Regione Piemonte, *Ambito n. 37, Anfiteatro morenico di Avigliana in Ambiti di Paesaggio 1:250.000*, 2009, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [<http://www.regione.piemonte.it/sit/argomenti/pianifica/paesaggio/ppr.htm>] e consultato in data 20 ottobre 2011.

Regione Piemonte, Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, *Piano Naturalistico*, 1982.

Regione Piemonte, Parco Naturale dei Laghi di Avigliana, *Statuto*, 2006.

Regione Piemonte, Provincia di Torino, Comunità montana Bassa Val Susa e Val Cenischia, *Progetto speciale integrato Centro Naturalistico Polifunzionale, Progetto Definitivo*, 2001, documento cartaceo fornito dal Parco.

B. Roe, K. Boyle, M. Teisl, *Using conjoint analysis to derive estimates of compensating variation*, *Journal of Environmental Planning and Management*, 31, pp. 145-159, 1996.

D. Romano, *Alcune osservazioni sul valore ambientale e sulle sue componenti*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

R. Roscelli, (a cura di), *Misurare nell'incertezza*, Celid, Torino, pp. 24-25, 2005.

R.S. Rosemberg e J.B. Loomis, *Benefit Transfer of outdoor recreation use values*, Technical Document supporting the Forest Service Strategic Plan, U.S., Department of Agriculture, Forest Service, 2001.

G. Sali, *L'approccio economico al danno ambientale in condizioni di incertezza*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

P. Sands, *Principles of International Environmental Law*, 1995, Cambridge University.

J. Sarkis e J. J. Cordeiro, *An empirical evaluation of environmental efficiencies and firm performance: pollution prevention versus end-of-pipe practice*, *European Journal of Operational Research*, 135, pp. 102-113, 2001.

F. Schiaffonati, *La valutazione del danno ambientale: aspetti paesaggistico ambientali*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

G. Schierano, *Le recenti novità introdotte dal Codice dell'ambiente e le future iniziative in materia di quantificazione dei danni all'ambiente*, atti del convegno *La responsabilità per danni all'ambiente in Italia alla luce delle recenti iniziative comunitarie*, Milano, 11 febbraio 2010.

W.D. Schulze, D.S. Brookshire, E.G. Walther, K. McFarlandk, M.A. Thayer, R.L. Whitworth, S. Ben David, W. Malm e J. Molenaar, *The Economic Benefits of Preserving Visibility in the National Parklands in the Southwest*, *Natural Resources Journal* 23(1): 149-173, 1983.

A. Segale, *Metodologie economico-estimative per la valutazione del danno ambientale*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali*,

artistici, sociali, giuridici, assicurativi, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

G. Signorello, *Sulla disparità tra le misure di variazione di benessere*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

M. Simonotti, *Introduzione alla valutazione del danno da inquinanti all'agrosistema*, Università degli Studi di Catania, Catania, pp. 115-117, 1982.

R. Sindaco, P. Savoldelli, A. Selvaggi, *La Rete Natura 2000 in Piemonte – I Siti di Importanza Comunitaria*, Regione Piemonte, 2009.

V.K. Smith, W.H. Desvougues, *The Generalized Travel Cost Model and Water Quality Benefits: an Econometric Analysis*, Southern Economic Journal, 50, 2, pp. 422-437, 1985.

U. Sorbi, *La valutazione del danno ambientale: alcune riflessioni*, in AA.VV. *La valutazione del danno ambientale, aspetti economici-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*, Atti del XIX Incontro Ce.S.E.T, Centro Studi di Estimo e di Economia Territoriale, 31 Marzo 1989, Milano.

Standard 14001, *Environmental Management Guide ISO 14011*, [<http://www.iso14000-iso14001-environmental-management.com/iso14011.htm>], consultato in data 23 ottobre 2011.

G. Stellin e P. Rosato, *La valutazione economica dei beni ambientali, Metodologie e casi studio*, Città Studi Edizioni, Milano, 1998.

T. H. Stevens, R. Belkner, D. Dennis, D. Kittredge, C. Willis, *Comparison of contingent valuation and conjoint analysis in ecosystem management*, Ecological Economics, 32, pp. 63-74, 2000.

R. Tabasso, *Storia naturale dei Laghi di Avigliana, Borgone Susa*, 2008.

G. Taddei, *Il rapporto tra bonifica e risarcimento del danno ambientale*, Ambiente e Sviluppo 5/2009.

G. Taddei, *Il risarcimento del danno ambientale dopo l'art. 5 bis del D.L. n. 135/2009*, Ambiente e Sviluppo 2/2010.

N. Tolstoy, G. Andersson, C. H. Sjöström and V Kucera, *External building materials: inventory of quantities and assessment of degradation affected by air pollution*, Research report TN 19, The National Swedish Institute for Building Research, Gävle, Sweden, 1990.

M. Touaty, G. Giè, *Synthèse des Travaux Français relatives à l'évaluation des Dommages*, contributo al 10^{ème} Colloque de Comptabilité Nazioanle, Parigi, 2004.

R. K. Turner, D.W. Pearce, I. Bateman, *Economia Ambientale*, Il Mulino, Bologna, 1994.

United National Environmental Programme (UNEP), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers (TEEB), Summary: responding to the Value of Nature*, 2009, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [<http://www.teebweb.org/>] e consultato in data 20 settembre 2011.

United States Congress, *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*, 1980, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [<http://www.epa.gov/superfund/policy/cercla.htm>] e consultato in data 20 ottobre 2011.

Universalia Management Group, *Evaluation of the World Bank Global Facility for Disaster Reduction and Recovery*, 2010, documento scaricabile all'indirizzo *internet* [www.reliefweb.org] e consultato online in data 15 febbraio 2011.

U.S. Federal Register, 15 CFR Part 990, *Natural resource damage assessment, Final Rule*, Department of Commerce, 1996.

U.S. General Accounting Office (GAO), *Endangered species: potential economic costs of further protection for Columbia River salmon*, Washington DC, Us General Accounting Office, Report nr.GAO/RCED-93-41, B-248261, 1993.

Vatn, *An institutional Analysis of Payments for Environmental Services*, *Ecological Economics*, 69, pp. 1245-1252, 2010.

E. U. von Weizsäcker, *Erdpolitik: Ökologische Realpolitik als Antwort auf die Globalisierung*, Primus Verlag, 1997.

E.O. Wilson, *Biodiversity: challenge, science, opportunity*, *American Zoologist*, 34, pp. 5-11, 1994.

World Bank, *Economic Analysis and Environmental Assessment*, *Environmental Assessment Sourcebook Update*, 23, 1998.

World Bank, *World Development Report, Sustainable development in a dynamic world transforming institutions, growth and quality of life*, World Bank and Oxford University Press, 2003.

S. Wunder, *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. CIFOR Occasional Paper, No. 42, Center for International Forestry Research, Jakarta, 2005.

S. Wunder, *The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation*, *Conservation Biology*, Volume 21, No. 1, pp. 48-58, 2007.

[www.parks.it]

[www.wikipedia.it]

[<http://www.csrees.usda.gov/nea/food/efnep/efnep.html>]

Riferimenti normativi

Autorità di Bacino del Fiume Po, *Piano Stralcio per l'Assetto Idrogeologico (PAI)*, 1999.

Codice Civile Italiano, 1942.

Consiglio della Comunità Europea, *Raccomandazione 75/436 del Consiglio concernente l'imputazione dei costi e l'intervento dei pubblici poteri in materia di ambiente*, 3 marzo 1975.

Consiglio delle Comunità Europee, *Direttiva 79/409/CEE concernente la conservazione degli uccelli selvatici*, 2 aprile 1979.

Consiglio delle Comunità Europee, *Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche*, 21 maggio 1992.

Decreto Legge 8 luglio 1986 n. 349, *Istituzione del Ministero dell'ambiente e norme in materia di danno ambientale*.

Decreto Legislativo 11 maggio 1999 n. 152, *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 provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole*.

Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152, *Norme in materia ambientale*.

Decreto Legge 27 febbraio 2009 n. 13, *Conversione in legge, con modificazioni, del decreto legge 30 dicembre 2008 n. 208, recante misure straordinarie in materia di risorse idriche e di protezione dell'ambiente*.

Decreto Legge 25 settembre 2009 n. 135, coordinato con la legge di conversione 20 novembre 2009 n. 166, *Disposizioni urgenti per l'attuazione di obblighi comunitari e per l'esecuzione di sentenze della Corte di Giustizia delle Comunità Europee*.

Decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997 n. 357, *Regolamento recante attuazione della Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche.*

Decreto del Presidente della Repubblica 12 marzo 2003 n. 120, *Regolamento recante modifiche ed integrazioni al decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357, concernente attuazione della Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche.*

Decreto Ministeriale 11 marzo 1988, *Norme tecniche riguardanti le indagini sui terreni e sulle rocce, la stabilità dei pendii naturali e delle scarpate, i criteri generali e le prescrizioni per la progettazione, l'esecuzione e il collaudo delle opere di sostegno delle terre e delle opere di fondazione.*

Legge 6 dicembre 1991 n. 394, *Legge Quadro sulle aree protette.*

Legge 5 gennaio 1994 n. 36, *Disposizioni in materia di risorse idriche.*

Legge 21 novembre 2000 n. 353, *Legge quadro in materia di incendi boschivi.*

Legge 23 dicembre 2005 n. 266, *Disposizioni per la formazione del bilancio annuale e pluriennale dello Stato* (legge finanziaria 2006).

Legge Regionale (Regione Piemonte) 4 giugno 1975 n. 43, *Norme per l'istituzione dei Parchi e delle Riserve Regionali.*

Legge Regionale (Regione Piemonte) 16 maggio 1980, n. 46, *Istituzione del Parco Naturale dei Laghi di Avigliana.*

Legge Regionale (Regione Piemonte) 29 giugno 2009 n. 19, *Testo unico sulla tutela delle aree naturali e della biodiversità.*

Ministero dell'Interno, Ordinanza n. 3090, 18.10.2000, *Interventi urgenti di Protezione civile diretti a fronteggiare i danni conseguenti agli eventi alluvionali e ai dissesti idrogeologici che dal 13 ottobre 2000 hanno colpito il territorio della Regione Autonoma Valle D'Aosta, e delle regioni Piemonte, Liguria, Lombardia ed Emilia Romagna.*

Parlamento Europeo, Direttiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 21 aprile 2004 sulla *Responsabilità Ambientale in materia di prevenzione riparazione del danno ambientale*, 2004.

Regione Piemonte, *Circolare Giunta Regionale 08.05.1996, n. 7/LAP, L.R. 5 dicembre 1977, n. 56, e successive modifiche e integrazioni, specifiche tecniche per l'elaborazione degli studi geologici a supporto degli strumenti urbanistici.*

United States Congress, *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA)* 42 U.S.C. 9601, 1890.

Carta di sintesi della pericolosità geomorfologica e dell'idoneità all'utilizzazione urbanistica
Allegato 1.

Allegato I

Carta di sintesi della pericolosità geomorfologica e dell'idoneità all'utilizzazione urbanistica

