

CAPITOLO I

LA FUNZIONE AMBIENTALE: CONCETTI E POLITICHE

1.1 Il concetto di ambiente

L'analisi della funzione ambientale non può prescindere dalla definizione del termine di ambiente. Questo concetto, al centro delle analisi in numerose discipline, presenta ancora notevoli aspetti di ambiguità che si riflettono sull'individuazione degli approcci e degli strumenti analitici più adeguati per leggerne le dinamiche e le problematiche. In particolare le analisi ambientali richiedono chiarezza nell'individuazione e nella definizione delle interrelazioni tra l'ambiente e le singole componenti al suo interno; l'*habitat*, l'ecosistema, il territorio, il paesaggio, la natura, termini che spesso vengono assunti come sinonimi del concetto di ambiente, rappresentano infatti soltanto delle componenti ben definite dell'ambiente stesso. Per giungere ad una sua definizione più puntuale, è utile perciò analizzare il significato di questi concetti, che spesso sono patrimonio di differenti discipline.

Con il concetto di *habitat* si fa riferimento alla posizione di una certa specie (compreso l'uomo) all'interno del contesto ambientale in cui vive e si riproduce. Nell'accezione corrente questo termine viene usato per rappresentare la nicchia spaziale occupata dalla specie oggetto di indagine; se l'analisi viene estesa al complesso di tutti gli elementi ambientali di un determinato spazio, il concetto diventa più ampio del precedente (nicchia ecologica). A livello territoriale il principale punto di riferimento per l'indagine dell'*habitat* è spesso l'uomo; non a caso oggetto di numerose discipline è la qualità ambientale dal punto di vista della vita umana.

Con il termine *ecosistema* si fa riferimento non solo all'insieme degli organismi e dei fattori abiotici presenti in un determinato spazio fisico, ma soprattutto alle interrelazioni tra di essi ed ai processi dinamici a cui possono essere soggetti (Odum, 1988) ⁽¹⁾. Analizzare gli ecosistemi significa dunque riconoscere e studiare le peculiarità del sistema in quanto tale, rispetto alle sue singole componenti. Il concetto di ecosistema, definito per la prima volta da Tansley nel 1935 e oggetto nel tempo di successive modificazioni, non è però univoco. Ad esempio l'ecologia non ne è pervenuta ad un modello definitivo; oltre alla definizione sopra accennata, alcuni autori considerano l'ecosistema come luogo di residenza delle popolazioni e delle comunità. Va inoltre ricordato che il concetto di ecosistema ha trovato riconoscimento anche in campo normativo; i decreti per l'attuazione della Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) in Italia, di cui parleremo successivamente, prevedono esplicitamente la stima degli impatti sugli ecosistemi coinvolti.

⁽¹⁾ In questa accezione l'ecosistema comprende unità spazialmente definite, con caratteristiche strutturali e funzionali ben specifiche, che corrispondono a tessere con diversi ordini di grandezza in un mosaico fisicamente ricostruibile (ecomosaico).

Il *paesaggio* è il concetto più dibattuto; molte discipline lo studiano, ma spesso con significati differenti. Di volta in volta il paesaggio è considerato o come l'ambiente visibile o come il sistema dei segni e dei significati di un territorio o ancora come un sistema generale di relazioni tra gli elementi dell'ambiente (²). Nell'accezione comune con il termine di paesaggio si intendono gli aspetti dell'ecosistema e del territorio, così come vengono percepiti dai soggetti che li usufruiscono. Più specificatamente il paesaggio è il punto di incontro tra l'ambiente oggettivo (*habitat*, ecosistema, territorio) e quello soggettivo, percepito dai diversi soggetti. Nella sua valutazione assumono perciò notevole rilevanza gli aspetti semantici e culturali, dato che culture differenti possono avere chiavi interpretative diversificate nella lettura di un medesimo paesaggio. Negli ultimi decenni una disciplina - l'Ecologia del Paesaggio - lo studia in modo specifico (³); l'attenzione è rivolta alle relazioni spaziali e funzionali tra le varie componenti del paesaggio (unità paesaggistiche) in un'area spazialmente eterogenea e i modi in cui queste relazioni portano a cambiamenti nella struttura e nelle funzioni nel paesaggio stesso (Forman, Godron, 1986). In questo modo i principi dell'ecologia del paesaggio possono essere utilizzati nella pianificazione territoriale, in particolare per gli interventi di riqualificazione ambientale (Selaman, Doar, 1992).

Con il termine di *territorio* si intende invece lo spazio governato da una determinata comunità di persone. Indagare il territorio comporta l'individuazione della consistenza, della distribuzione spaziale e delle dinamiche di alcuni elementi: la popolazione, le attività economiche, i flussi delle persone e dei beni, le infrastrutture e tutti gli interventi antropici realizzati. Come l'ecosistema, il territorio non è una realtà statica, ma un sistema di relazioni la cui lettura deve essere effettuata dinamicamente. In particolare il territorio può essere definito come un mosaico di paesaggi, intesi come un insieme di ecosistemi che si ripetono in uno spazio con una propria struttura e con funzioni in continua trasformazione (Forman, Godron 1986). Sotto un profilo normativo la disciplina del territorio impegna due branche dell'ordinamento giuridico: la prima afferente alla difesa del suolo dalle aggressioni naturali ed artificiali; la seconda alla pianificazione, in quanto il territorio è oggetto di normativa sotto un profilo urbanistico. In questa accezione è compresa tutta la

2

() La disciplina che per prima ha affrontato in maniera più scientifica e razionale il paesaggio, è la geografia. Utile può essere ripercorrere la sequenza proposta da Sestini (1963). I livelli sono i seguenti: a) il livello estetico (la veduta panoramica di un tratto della superficie terrestre); b) il paesaggio visibile, cioè gli elementi comuni percepiti da una collettività; c) il paesaggio sensibile in cui sono comprese anche le percezioni non visive; d) il paesaggio geografico sensibile che combina gli aspetti percettivi con quelli che emergono da una analisi rigorosa delle componenti dello spazio, e) il paesaggio geografico razionale che corrisponde alle unità organiche che compongono una determinata regione spaziale.

³) Negli anni Trenta è stata sviluppata dal biogeografo Troll, che successivamente ne consolidò la struttura. Questa disciplina è andata diffondendosi in alcuni Paesi europei (Germania, Unione Sovietica, Olanda, Francia) per giungere infine negli Stati Uniti dove alcuni centri universitari stanno oggi approfondendo i suoi contenuti, accrescendone notevolmente l'importanza. Nonostante la sua giovane configurazione disciplinare, anzi transdisciplinare, essa dispone già di una base teorica sufficientemente solida e di un vasto e promettente campo di applicazione, in particolare nella pianificazione territoriale.

legislazione, che ha per oggetto l'individuazione delle vocazioni, la scelta delle località per le installazioni, l'individuazione dei bacini di traffico e di lavoro, ecc.

Infine vi è il concetto di *natura*, che può essere intesa come "l'ambiente non umano". Si tratta di un concetto che da sempre ha accompagnato la storia dell'umanità, ma nel corso del tempo ha assunto differenti significati e ruoli. Nella valutazione degli aspetti naturali sono infatti andate bilanciandosi e contrapponendosi da un lato componenti emotive e soggettive, dall'altro quelle utilitaristiche, creando spesso conflitti nell'uso delle risorse.

L'insieme di queste definizioni consente di giungere ad una definizione più esaustiva del concetto di ambiente. L'ambiente è un sistema complesso di componenti, di fattori, di relazioni e di processi, e non essendo la semplice sommatoria delle sue parti, possiede proprietà specifiche. La sua indagine può essere ulteriormente approfondita e precisata attraverso l'analisi delle sue principali componenti (*habitat*, paesaggio ecc.); come già è stato avanzato, esse sono spesso patrimonio di differenti discipline che utilizzano differenti approcci e strumenti analitici. Ciò complica notevolmente le analisi ambientali, difficoltà che si acuiscono nel difficile rapporto fra economia e dimensione ambientale (affrontato nel par. 7.2) ed assumono alcune peculiarità nel mondo agricolo (par. 7.3). Anche nell'individuazione delle più opportune strategie nelle politiche comunitarie e nazionali il percorso è stato segnato dalla lenta e talvolta ambigua presa di coscienza dell'emergenza ambientale (par. 7.4 e 7.5).

1.2 Il difficile inserimento della dimensione ambientale nelle analisi economiche.

In questo capitolo si farà un breve cenno al difficile rapporto o meglio al difficile inserimento nelle analisi economiche della dimensione ambientale, pur nella consapevolezza che poche righe non possono esaurire questa tematica. Lo scopo è soltanto quello di indicare un percorso a quanti vorranno approfondire questo argomento (Pearce e Turner, 1991; Bresso, 1993)), fornendone soltanto i principali elementi.

Innanzitutto occorre sottolineare che, nonostante i notevoli sforzi compiuti negli ultimi anni, l'inserimento degli aspetti ambientali nell'analisi economica sconta ancora la mancanza di un approccio analitico adeguato, per cui "lo studio delle interazioni fra economia e ambiente continuano a rimanere un'appendice, sempre più ingombrante e sempre meno soddisfacente, della microeconomia classica" (De Benedictis, 1996). Le ragioni sono molteplici e fra loro compenetranti; fra di esse due sono sostanziali:

1) l'economia neoclassica, dominante nella letteratura, non riesce ad incorporare gli aspetti ambientali e quando ciò avviene, molte delle peculiarità dell'ambiente non emergono. I principi e gli strumenti dell'economia standard - in particolare il mercato, la preferenza per uno sviluppo quantitativo rispetto ad uno qualitativo, la razionalità dell'uomo economico - consentono soltanto in parte di internalizzare i costi ambientali; ciò comporta che le domande poste all'economia dalla crescente emergenza ambientale non trovano ancora una sostanziale e sufficiente sistemazione teorica. Nell'analisi delle questioni ambientali si assiste infatti al fallimento dello

strumento del mercato, non tanto per l'accesso alle informazioni, quanto e soprattutto per la loro mancanza o insufficienza nel momento in cui vengono prese le decisioni o perché non esiste un mercato di riferimento (i beni ambientali) o perché vi è la necessità di tenere conto di interessi che si manifesteranno nel futuro (le generazioni future). In questo modo il mercato rappresenta soltanto una parte del "luogo" in cui avvengono gli avvenimenti che influenzano l'evoluzione dell'ambiente, luogo in larga parte non conosciuto e non conoscibile (Costanza, 1991).

Queste considerazioni non significano che nella letteratura economica il problema ambientale non venga trattato ed anzi spesso venga affrontato come una questione risolta, collocandolo sostanzialmente fra le imperfezioni del mercato, correggibili con alcune specifiche regolamentazioni. Nel corso del tempo numerosi sono stati i tentativi per incorporare gli aspetti ambientali negli approcci e nelle modellizzazioni, ma una larga parte di quanti, a partire dalla fine degli anni Sessanta e la metà degli anni Settanta, hanno tentato di pervenire ad una lettura nuova della dimensione ambientale sotto un profilo economico, si è sostanzialmente incanalata nel grande filone dell'economia neoclassica, accettandone principi e strumenti. Vedremo nel capitolo IX i principali strumenti che sono stati messi a punto per inserire gli aspetti della dimensione ambientale nelle analisi economiche;

2) la dimensione ambientale solleva di per sé numerosi problemi metodologici di non facile soluzione. Fra di essi vi è soprattutto il carattere sistemico della "variabile ambientale" che come abbiamo visto investe più saperi, a fronte "della perdurante e forse inevitabile separatezza dei diversi e numerosi ambiti disciplinari in cui la stessa variabile viene sottoposta ad analisi" (De Benedictis, 1996). Non a caso non si parla di una scienza ambientale, ma di scienze ambientali (Musu, 1995).

Nel non facile cammino verso la ricerca di un approccio analitico adeguato, da alcuni anni si sta delineando la distinzione fondamentale fra economia dell'ambiente ed economia ecologica. Bresso (1993) mette in rilievo che "con la prima si intende una specializzazione dell'economia neoclassica, oggi dominante nella professione economica; con la seconda, una disciplina trasversale, capace di attingere alle diverse scienze che affrontano le infinite sfaccettature della questione ambientale e di utilizzare le informazioni che da esse provengono per individuare un nuovo paradigma capace di ricostruire un equilibrio di lunga durata fra l'economia dell'uomo e l'economia del mondo vivente".

Nella direzione di costruire un'economia ecologica, si possono distinguere alcune scuole di pensiero, fra le quali le principali sono:

a) *la scuola termodinamica* ⁽⁴⁾, che trova la sua massima espressione in Georgescu-Roegen (1971). Egli propone di ripensare all'approccio *standard* ai processi economici come meccanismi circolari e reversibili, con un nuova visione che integri alcuni principi della termodinamica, in particolare il fatto che i processi non sono reversibili e che esiste una "freccia del tempo". L'applicazione di questi due principi nelle analisi economiche consente di comprendere che lo sviluppo sostenibile deve essere perseguito soprattutto in termini di bilanci energetici, pur nella consapevolezza che questo approccio rischia di oscurare alcuni aspetti della

4

(4) La sua formulazione si deve a Boulding (1966), ma il maggiore contributo è di Georgescu-Roegen (1971), mentre recentemente ha ricevuto un forte contributo da Martinez-Alier (1991).

dimensione ambientale. Gli esempi possono essere numerosi: non è sostenibile un'agricoltura che aumenta la produttività per addetto, ma la diminuisce in termini di *input/output* di energia e che utilizza soprattutto energia non rinnovabile. Così come non è sostenibile un'economia industriale che consuma risorse energetiche non rinnovabili sottraendole alle generazioni future. In particolare si assume che:

- poiché la materia prima non può essere distrutta, i processi produttivi impiegano materie prime di valore ed al termine rigettano la stessa quantità di rifiuti, ma senza alcun valore. L'aumento quantitativo della produzione implicherà dunque un incremento dei residui;
- l'impiego delle materie prime comporta irrevocabilmente il passaggio da uno stato di ordine ad uno di disordine nell'uso delle risorse, in particolare di quelle energetiche fossili e minerali, riducendo irreversibilmente le qualità e quantità delle risorse disponibili per il futuro ed aumentando l'entropia del sistema. Ne discende che la durata delle materie prime "ordinate", soggette ad un degrado irreversibile, dipende dalle scorte disponibili e dal tasso di consumo annuale (eventualmente dedotta la parte riciclata).

Il filone analitico della scuola termodinamica ha però sollevato numerose critiche. Con il primo principio vi è infatti la sostanziale accettazione degli attuali modelli di sviluppo, il che implica la visione riduttiva di intervenire soltanto nella fase di smaltimento dei residui dei processi produttivi. Per il secondo si osserva che è possibile contare sulla innovazione tecnologica per produrre nuove materie prime in grado di sostituire l'eventuale scarsità delle risorse naturali.

b) *l'approccio istituzionalista*, in cui si mette l'accento sulla nozione di "complesso ecologico", che comprende l'ambiente (naturale e costruito), l'uomo, le forme organizzative (le strutture economiche, sociali e politiche) e la tecnologia. Tutte le componenti del complesso ecologico sono connesse fra di loro in un equilibrio dinamico: un cambiamento in una di esse comporta delle modifiche in tutte le altre. In altre parole esiste un'interdipendenza fra l'ambiente e la società (economia e popolazione) per cui ogni mutamento in uno dei due poli deve essere reso compatibile (nel tempo e nelle modalità) con le leggi che regolano l'altro.

c) *la Bioeconomia*, termine coniato da Georgescu-Roegen per indicare come l'economia mutui le proprie caratteristiche essenziali dal più generale comportamento del mondo vivente (legge dell'entropia). Dalla constatazione che numerose asimmetrie caratterizzano le relazioni fra i sistemi economici e l'ambiente⁽⁵⁾, l'autore sostiene che soprattutto una asimmetria può costituire la base di una nuova disciplina chiamata appunto bioeconomia. Si tratta dei rischi che l'uomo corre quando, con l'agricoltura chimica, distrugge specie animali e vegetali rischiando di provocare danni irreversibili nell'uso delle risorse (Georgescu-Roegen, 1971). Nella bioeconomia l'accento viene dunque posto sul ruolo centrale dell'agricoltura e del mondo vivente nella costruzione di un'economia ecologica.

5

(5) Si tratta del rapporto fra energia solare (un flusso) ed energia fossile (stock finito); il fatto che le risorse minerali "ordinate" sono limitate e non riproducibili; delle differenze fra l'energia solare (pulita ed abbondante ma diffusa) e quella fossile (limitata ma impiegabile in modo concentrato). Da queste asimmetrie discende l'economia ecologica "energetica" di cui abbiamo parlato in precedenza.

Come già è stato detto, cogliere esaustivamente le complessità che stanno alla base dell'integrazione degli aspetti ambientali nelle analisi economiche, è compito che travalica gli obiettivi di questo volume. Può essere utile soltanto ricordare che attualmente lo stato dell'arte nella letteratura economica evidenzia perlomeno 5 filoni analitici (Colby, 1990):

- l'economia di frontiera in cui vi è la totale subordinazione del sistema ambientale a quello economico, fondata sulle ipotesi di illimitata disponibilità delle risorse naturali da un lato e di illimitata capacità di assorbimento da parte dell'ambiente delle esternalità generate dai processi di produzione e consumo dall'altro;
- la salvaguardia ambientale in cui vi è la consapevolezza nell'analisi teorica e nelle politiche economiche adottate di profonde interrelazioni fra qualità ambientale e crescita economica (internalizzazione dei costi ambientali);
- la gestione delle risorse ambientali, in un'ottica di sviluppo sostenibile;
- l'ecosviluppo improntato allo sviluppo armonico tra la dimensione umana e quella ambientale;
- l'ecologia in senso stretto che si traduce in vincoli stringenti sui processi di crescita.

1.3 Il rapporto fra agricoltura e ambiente

La rilevanza dell'emergenza ambientale provocata dalle attività agricole è emersa soprattutto negli ultimi decenni, in particolare nelle aree con elevata concentrazione e specializzazione produttiva. Nel corso dei secoli l'agricoltura ha infatti sempre rappresentato la principale forma di utilizzazione e gestione dell'ambiente ai fini produttivi, con una garanzia di conservazione del territorio e del paesaggio. Soltanto negli ultimi anni questo punto di equilibrio è entrato in crisi che si è manifestata in forma assai diversificata a seconda dei sistemi territoriali agrari.

Le cause sono imputabili alle profonde trasformazioni dell'attività agricola, derivanti da cause esogene ed endogene al mondo agricolo. Esempi delle prime sono l'evoluzione demografica, sociale, produttiva ed economica nei Paesi sviluppati e non, le strategie adottate nelle politiche nazionali ed internazionali, la differente disponibilità ed i prezzi dei fattori produttivi extra-agricoli, le innovazioni tecnologiche e le dinamiche nei consumi alimentari. Le cause endogene sono invece ricollegabili ai mercati dei mezzi produttivi e dei prodotti agricoli (determinati anche dall'evoluzione dei consumi e della distribuzione), alle funzioni di produzione prevalenti, alle tecniche adottate ed al loro impatto nella produttività delle risorse agricole, nonché ai fattori istituzionali interni al settore agricolo.

Soltanto in una prima approssimazione la causa più rilevante è dunque la *Green Revolution* che ha investito il mondo agricolo ed ha raggiunto il suo apice negli ultimi decenni. A partire dal secondo dopoguerra le innovazioni tecnologiche per l'agricoltura sono state infatti in continuo sviluppo, in particolare nel campo delle applicazioni chimiche e più di recente in quello biotecnologico; ciò ha comportato rilevanti trasformazioni nel settore primario sia dei Paesi industrializzati, sia di quelli in via di sviluppo. Nei primi attualmente i fenomeni più diffusi sono l'inquinamento chimico, il degrado e il dissesto territoriale, con l'abbandono dei territori più marginali sotto un profilo produttivo ed economico e la sovrapproduzione dei

prodotti alimentari. Nei Paesi sottosviluppati le trasformazioni hanno riguardato soprattutto la deforestazione, imputabile anche ai rilevanti aspetti di carenza alimentare.

Le innovazioni tecnologiche, che presentano alcuni tratti comuni, hanno provocato comunque rilevanti ristrutturazioni nel settore primario. In primo luogo hanno consentito la sostituibilità fra i fattori di produzione, in quanto sono in larga parte risparmiatrici di terra e di lavoro; ciò ha comportato una crescita della produttività della terra e del lavoro, ma anche una crescita dei consumi intermedi per unità di superficie e dei fabbisogni energetici per unità di prodotto, sia nella produzioni vegetali che in quelle animali. A ciò si aggiungono le conseguenze delle innovazioni istituzionali ed organizzative (ad esempio il contoterzismo), che hanno avuto come finalità di aumentare la flessibilità delle aziende, allentando o rimuovendo il vincolo della dimensione aziendale, ma con una sostanziale omologazione tecnologica delle aziende localizzate in un determinato territorio. Tutto ciò ha concorso a determinare un maggior degrado nell'uso delle risorse a livello territoriale.

Fra le cause esogene un ruolo fondamentale hanno assunto soprattutto le misure di politica economica rivolte al settore. Gli interventi pubblici possono infatti influenzare mercati e funzioni di produzione, provocando notevoli impatti sotto un profilo ambientale nei singoli sistemi agrari. I cambiamenti nelle condizioni esistenti nei mercati dei fattori e dei prodotti, dal sostegno dei prezzi fino alla sovvenzione diretta dell'attività produttiva, alterano i termini della convenienza economica, agendo sulla domanda, sull'offerta e sui prezzi. Nel medio e nel lungo termine ciò implica un mutamento delle funzioni di produzione, ma anche dell'attività di ricerca e delle modalità di diffusione delle innovazioni tecnologiche, che trovano un quadro di riferimento certo nella stabilizzazione dei mercati. L'esempio emblematico si può trovare nella politica comunitaria di sostegno e di garanzia di molti prodotti agricoli, soprattutto i cereali. Se la finalità originaria - l'aumento e la stabilizzazione dei redditi agricoli - era condivisibile e se gli effetti di questi interventi erano in parte prevedibili - incrementi produttivi dei prodotti con prezzi sostenuti, nonché eccedenza e difficile smaltimento nei mercati internazionali - nel corso del tempo la PAC ha dimostrato il completo fallimento non solo rispetto agli scopi originari, ma anche sotto un profilo ambientale. I processi di concentrazione e specializzazione, spesso incentrati su ordinamenti monoculturali legati al sostegno, laddove le condizioni strutturali e produttive lo consentivano, hanno avuto importanti effetti sul paesaggio e sull'uso delle risorse.

In linea di massima gli impatti negativi provocati dall'agricoltura possono essere ricondotti a 3 filoni:

1) *le questioni della salute umana*. La crescente utilizzazione di presidi contro le fitopatie ed i parassiti delle piante, nonché l'eccesso di diserbanti, possono lasciare residui dannosi nei prodotti destinati all'alimentazione;

2) *la qualità del paesaggio*. Soprattutto nelle aree più intensive si è passati da un paesaggio caratterizzato dall'orografia naturale dei luoghi, modificata nel corso dei secoli dall'uomo con grande cura (anche per l'elevata capitalizzazione del lavoro umano, data la sua ampia disponibilità) ad un paesaggio geometrico definito dall'uso delle macchine più potenti, che imponevano l'eliminazione degli ostacoli, con l'abbandono delle zone marginali e non economicamente utilizzabili per l'eccessivo costo del lavoro.

Alcuni esempi possono essere emblematici: a) l'abbandono delle sistemazioni di collina che hanno rappresentato il massimo livello di utilizzazione del suolo, perseguendo il duplice obiettivo della produttività e di rispetto ambientale (esempi si possono ancora trovare nelle colline dell'Italia Centrale e nella costiera amalfitana); b) la sparizione delle consociazioni tra colture arboree ed erbacee, tipiche dell'agricoltura contadina e mezzadrile data l'elevata presenza di lavoro nelle famiglie agricole, sparizione imputabile alla ridotta competitività delle colture arboree (senza sostegno dei prezzi); c) l'abbandono delle sistemazioni idraulico-agrarie a causa della riconversione in seminativi; d) l'eliminazione delle piante frangivento e frangifuoco, ostacolo alla meccanizzazione; e) l'abbandono progressivo di larghe quote della montagna, di cui un esempio sono i versanti nudi e spesso degradati della dorsale appenninica meridionale, a causa dei successivi interventi di disboscamento e di messa a coltura effettuati sotto la spinta dell'accresciuta pressione demografica. Soprattutto nelle aree interne tutto ciò ha provocato un incremento degli incendi, un'estensione incontrollata delle aree franose, un aumento delle inondazioni, anche per l'ampia presenza di monocoltura nelle aree pianeggianti, fino ad arrivare ad una mancanza di qualità del paesaggio, che può risultare un impedimento per la fruizione turistica.

3) *l'impatto sulla gestione delle risorse*. In primo luogo va sottolineato l'impatto sul terreno agrario che in una realtà come quella italiana, presenta un'elevata fragilità, imputabile alle diverse caratteristiche geologiche, ma anche alle diverse attitudini culturali dei suoli. L'impatto può derivare sia dalle lavorazioni per l'impianto eseguite con mezzi meccanici, con l'obiettivo della disgregazione più o meno profonda del suolo, ma con importanti conseguenze quali il peggioramento della sua struttura ed un maggiore pericolo di erosione; sia dalla mancanza di alternanza delle colture nel medesimo appezzamento. La semplificazione e l'abbandono delle rotazioni, sostituite spesso da monosuccessioni di cereali, sono riscontrabili in larga parte del Paese, con un conseguente declino del contenuto di sostanza organica e con una crescente necessità di apporti chimici.

In secondo luogo vi è l'impatto sui corpi idrici superficiali e sulle acque sotterranee, in larga parte riconducibili nuovamente agli apporti chimici al terreno, ma anche alla dispersione dei liquami derivanti dall'attività zootecnica di tipo industriale concentrata e non legata a superfici aziendali atte allo smaltimento. Infine non va dimenticato l'impatto che l'agricoltura può avere sul territorio, attraverso la bonifica idraulica, l'irrigazione e la ricomposizione fondiaria.

Naturalmente ciò non significa che non si verifichino impatti a carico dell'attività agricole, imputabili ad altre attività produttive esistenti sul territorio. Ne sono esempi l'inquinamento atmosferico e idrico e gli effetti dell'industrializzazione e delle infrastrutture sul territorio rurale.

Conseguenza ultima delle profonde ristrutturazioni del settore primario nei Paesi sviluppati è il fatto che le loro superfici agricole sono attualmente caratterizzate da un'elevata fragilità sotto un profilo ecologico; l'instabilità è dovuta all'elevato grado di semplificazione indotto da un'agricoltura convenzionale il cui scopo principale è di accrescere la produttività delle principali colture. Questo processo di semplificazione aumenta la dipendenza da fattori esterni apportati dall'uomo, che concorrono anch'essi ad accrescere l'instabilità.

Per contrastare queste dinamiche, negli anni Ottanta e Novanta alcune importanti svolte hanno cominciato, seppure timidamente, a delinearsi. Sotto un profilo teorico è emerso il concetto di agricoltura sostenibile, che solo in una prima accezione può essere impiegato come sinonimo di agricoltura a basso impiego di energia. In realtà gli obiettivi dell'agricoltura sostenibile sono: a) l'adattamento dei singoli sistemi agrari all'ambiente, inteso come suolo, acqua, clima e specie viventi; b) l'ottimizzazione nei singoli sistemi dell'uso delle risorse biologiche e chimico-fisiche; c) l'aumento della diversificazione e della complessità del sistema agricolo, al fine di accrescere la sua stabilità e di ridurre i consumi energetici. Quest'ultimo obiettivo rimanda però non solo a nuove innovazioni tecnologiche, ma anche e soprattutto alla ricerca di interventi sostanziali sui fattori economici, sociali e culturali che hanno comportato l'attuale modello di sviluppo e ciò complica notevolmente il quadro di riferimento.

Sotto un profilo analitico le interrelazioni e le peculiarità del rapporto fra attività agricole e dimensione ambientale aumentano il livello di complessità nel trovare gli strumenti più opportuni per interpretarne le dinamiche.

Come sottolineato da De Benedictis (1996), da un lato l'impatto dell'agricoltura si traduce in genere in una "produzione congiunta" di effetti positivi e negativi, i primi sotto forma di beni e servizi ambientali (le esternalità positive) non riconosciuti dal mercato, i secondi come processi di degrado delle risorse naturali, anch'essi ignorati dal mercato (le esternalità negative). L'eterogeneità delle agricolture nei Paesi sviluppati comporta che ogni sistema territoriale agrario genera nel tempo un complesso di impatti ambientali, come i molteplici fenomeni di inquinamento della terra, dell'acqua, dell'aria, o sul fronte opposto di costruzione e di salvaguardia del paesaggio, modificando la quantità e la qualità delle risorse disponibili per le attuali e le future generazioni.

D'altro canto una delle caratteristiche prevalenti delle attività agricole è l'unidirezionalità delle esternalità prodotte ⁽⁶⁾, dato che i processi di impatto ambientale hanno origine nell'azienda agraria, ma i loro benefici e costi sono goduti o sostenuti da una pluralità di soggetti economici, all'esterno dell'azienda stessa. Il problema di un uso efficiente delle risorse si pone quando il mercato non si dimostra uno strumento istituzionale efficiente per imporre al produttore i costi ambientali di cui è responsabile ma al tempo stesso, per consentirgli di ottenere il valore dei benefici ambientali correlati all'attività agricola.

Da questa unidirezionalità discendono ulteriori implicazioni. Rispetto agli altri settori produttivi, in particolare quello secondario, in cui normalmente le sorgenti inquinanti sono agevolmente identificabili per localizzazione e per quantità di emissione, il settore primario presenta un carattere diffuso sul territorio delle fonti di inquinamento, con l'impossibilità di attribuire ad un attore ben preciso le esternalità negative. La seconda specificità è data dalla forte eterogeneità spaziale con cui si

6

(6) Dasgupta (1990) suddivide gli effetti ambientali dell'attività agricola in unidirezionali e reciproci. Le esternalità reciproche si manifestano quando vi è libero accesso a risorse di proprietà collettiva. Il comportamento razionale di ciascuno attore lo induce al massimo sfruttamento delle risorse di cui ha libero accesso, ma l'effetto aggregato di questi comportamenti individuali comporta un sovraccarico e un rapido deterioramento del bene collettivo, inducendo un conflitto fra ottimo privato e ottimo sociale.

presentano i fenomeni di inquinamento, e ciò comporta che l'azienda agraria perda il significato di unità elementare di osservazione, in quanto sede di una pluralità di processi produttivi e quindi di danno ambientale; oggetto di indagine deve essere dunque il singolo appezzamento ed a livello territoriale, le superfici investite dalle singole colture. Un'altra peculiarità è legata all'intervallo temporale necessario affinché pratiche colturali ad alto impatto ambientale o sul fronte opposto a basso danno ambientale, possano produrre i loro effetti.

In sintesi le caratteristiche di diffusione, di eterogeneità e di complessità, conferiscono al problema di valutazione dell'impatto delle attività agricole una connotazione essenzialmente collettiva (De Benedictis, 1998). Il livello di difficoltà aumenta se si tiene conto delle funzioni ambientali espressamente richieste dalle politiche comunitarie al mondo agricolo e rurale.

1.4 Le politiche comunitarie agroambientali

Prima di affrontare il tema delle politiche agroambientali della Comunità è necessario premettere alcune considerazioni di ordine più generale. Innanzitutto va sottolineato che nel 1957 il Trattato di Roma non si è occupato in modo specifico dell'ambiente per due motivi. Da un lato l'istituzione della Comunità era prevalentemente rivolta al mercato, attraverso il graduale riavvicinamento delle politiche nazionali; dall'altro negli anni Cinquanta il rapporto tra l'economia e l'ambiente non era ancora divenuto così difficile e complesso. Per queste ragioni la politica ambientale comunitaria è iniziata con notevoli ritardi e con difficoltà; soltanto nel 1973 è cominciata l'emanazione di una serie di programmi quadriennali in tema ambientale, in cui però non si sono delineate delle vere e proprie strategie, ma soltanto l'integrazione della politica ecologica nelle altre politiche comunitarie. Per lungo tempo pochi ed isolati sono stati quindi gli interventi specifici.

A partire dagli anni Ottanta si è incominciato a realizzare un nuovo approccio alle tematiche ambientali e ciò ha comportato per alcuni aspetti una radicale revisione nelle politiche intraprese, anche se non poche sono tuttora le ambiguità. Nella prima fase gli interventi finalizzati sono stati però sporadici. Nel 1984 con il Reg. 1872 è stato infatti istituito un Fondo Ambiente, per l'avvio di una serie di azioni inerenti la produzione di tecnologie "pulite", di metodologie di misurazione della qualità dell'ambiente e di protezione dell'ambiente in talune zone sensibili (⁷), mentre nel 1985 è stata emanata la direttiva per la Valutazione di Impatto Ambientale (dir. 337), che affronteremo più compiutamente nel capitolo IX.

La svolta fondamentale si è delineata nell'Atto Unico Europeo del 1986, che ha modificato il Trattato istitutivo della CEE, in cui è stata prevista la piena assunzione della dimensione ambientale nelle politiche comunitarie, con norme finalizzate alla salvaguardia, alla protezione ed al miglioramento della qualità dell'ambiente, alla

7

(⁷) In base a questo regolamento sono state finanziate alcune realizzazioni in alcuni parchi. In Italia sono finanziati il parco nazionale del Circeo, le riserve naturali dell'Alto Adriatico, l'acquisto da parte del WWF di aree di rilevante importanza naturalistica in Sardegna.

protezione della salute umana, alla garanzia di un'utilizzazione razionale delle risorse naturali. Nell'Atto Unico vengono assunti e ribaditi soprattutto alcuni principi: a) l'azione preventiva, b) la correzione alla fonte dei danni provocati all'ambiente, c) "chi inquina paga". La svolta più sostanziale è però contenuta nel Trattato sull'Unione Europea, firmato a Maastricht il 7 febbraio 1992, nel quale la tutela dell'ambiente acquista un valore e un ruolo pari a tutte le altre politiche comunitarie. In questo quadro si sono sviluppate le strategie agroambientali della Comunità. Anche questi interventi si sono sviluppati con difficoltà e solo recentemente l'adozione di alcuni strumenti sembra essere, seppure con molte ombre, più incisiva. Non sembrano ancora infatti pienamente risolti i conflitti e le compatibilità con le politiche agricole attuate che, come abbiamo visto, sono state rivolte alla stabilizzazione dei mercati, con la conseguente crescita quantitativa delle produzioni e delle eccedenze.

In tema di politiche agroambientali possono essere distinti due grandi periodi. Nel primo, fino al 1985, soltanto sporadicamente è stato riconosciuto il ruolo di presidio ambientale all'agricoltura e ciò è avvenuto soprattutto nei contesti montani e svantaggiati. La principale peculiarità degli interventi di questo periodo che anticipano in qualche misura la radicale svolta della metà degli anni Ottanta, è stata quella di prevedere un sostegno ai redditi agricoli, in funzione del "servizio" di tutela dell'ambiente. Il loro limite principale, oltre ai ridotti stanziamenti, è stato quello di confinare questa funzione soltanto ad alcuni contesti territoriali, forse quelli in cui minore era l'emergenza ambientale. In particolare il riconoscimento della funzione di presidio ambientale delle attività agricole nelle aree periferiche era contenuto nella dir. 159 del 1972 ⁽⁸⁾ e nella dir. 268 del 1975, dato che una delle finalità dell'indennità compensativa era quella del mantenimento dell'attività agricola necessaria per garantire un livello minimo di popolazione per la conservazione dell'ambiente nelle aree montane e svantaggiate.

Nel Reg. 797 del 1985 che non si colloca negli interventi della seconda generazione, ma ne anticipa molti aspetti, traspare invece una maggiore chiarezza nel legare la politica degli investimenti al miglioramento del rapporto tra attività agricola e dimensione ambientale, subordinando la possibilità di accedere ai contributi alla riduzione dei costi energetici, all'introduzione di pratiche di produzione più rispettose dell'ambiente e della salute, alla riconversione verso colture senza problemi di sbocchi di mercato, agli investimenti di carattere turistico ed artigianale da realizzare nelle aziende. La riproposizione dell'indennità compensativa a favore delle attività agricole delle aree svantaggiate, contenuta anche in questo provvedimento, si dimostra però ancora una volta un palliativo di natura assistenziale, più che un compenso per la funzione di presidio ambientale.

Diversa è la situazione che si delinea a partire dalla metà degli anni Ottanta, quando aumenta la consapevolezza dei conflitti in atto tra le politiche ambientali e quelle adottate in campo agricolo nel corso degli anni; gli strumenti della politica dei mercati hanno continuato infatti a stimolare scelte produttive e tecnologiche ad elevato impatto ambientale negativo, in particolare nelle aree di concentrazione e

8

(8) Si prevedeva infatti che "gli Stati membri possono instaurare un regime speciale di aiuti per talune zone in cui il mantenimento di un livello minimo di attività agricola per la conservazione dell'ambiente naturale".

specializzazione. Nelle strategie comunitarie lo strumento individuato è stato soprattutto il *set-aside*, cioè la messa a riposo da parte delle imprese agrarie di una frazione della loro superficie agricola o comunque l'impegno a non destinarla a determinate colture, oggetto anch'esse di sostegno comunitario. Questa logica si rinviene nel Reg. 1760 del 1987, dove si prevede la riduzione di alcune produzioni (in particolare cereali) e la monetizzazione del servizio di tutela ambientale. Ciò avviene attraverso due strumenti: la riduzione della produttività ad ettaro dei prodotti di almeno 20%, senza che contemporaneamente aumentino altre produzioni eccedentarie, o la riduzione delle superfici, che possono essere lasciate o a riposo con possibilità di rotazione, o rimboscate, o infine utilizzate a scopi non agricoli. Si promuovono inoltre, nell'ambito di specifici programmi, pratiche di produzione compatibili con le esigenze di protezione dell'ambiente, delle risorse naturali e del mantenimento dello spazio rurale e del paesaggio.

Questa impostazione, seppure con alcune modifiche, prosegue anche nel Reg. 1094 del 1988 (che modifica i Reg. 797/85 e 1760/87) e nel Reg. 1098 del 1988. Il primo riconferma il ritiro dei seminativi dalla produzione, nonché l'estensivizzazione dei prodotti eccedentari e la riconversione delle superfici verso prodotti non eccedentari. Il secondo istituisce un regime comunitario di incoraggiamento alla cessazione della attività agricola, chiarendo che in alcuni casi può essere fatto obbligo all'imprenditore di "provvedere alla manutenzione della superficie agricola, soprattutto ai fini del mantenimento in buone condizioni ambientali, sempre che cessi ogni produzione commerciale".

Nella riforma Mac Sharry della PAC, la cui trattazione è già stata svolta, il *set-aside* diviene invece una componente strutturale del meccanismo di integrazione diretta dei redditi degli agricoltori, assumendo la forma di una compensazione ad ettaro per le colture di pieno campo (cereali, semi oleosi, piante proteiche), subordinata alla messa a riposo di determinate percentuali di seminativi aziendali, fissate annualmente in relazione alla situazione congiunturale delle eccedenze. Proprio la fissazione annuale dell'entità delle superfici da "congelare" dimostra che nonostante la sua valenza ambientale, lo scopo ultimo del *set-aside* è soprattutto il controllo dell'offerta; ciò ha finora reso pressoché nulli i benefici ambientali che avrebbero potuto derivare dalla sua corretta gestione a livello territoriale. Ma nemmeno sul fronte della riduzione dell'offerta la sua concreta applicazione ha raggiunto risultati utili, sia perché per i quantitativi fissati per i cereali sono stati più elevati di quelli prodotti in precedenza, sia perché gli agricoltori hanno preferito mettere a riposo i terreni meno produttivi (come è avvenuto nel Sud in Italia). Tutto ciò ha aumentato l'emergenza ambientale, soprattutto nelle aree di concentrazione e specializzazione.

Infine occorre ricordare l'unica misura con precipue finalità agroambientali - il Reg. 2078 del 1992 -, concepita come abbiamo visto, come misura di accompagnamento della profonda riforma della politica dei prezzi, ma anch'essa è stata applicata con un'ottica di mera additività rispetto al quadro complessivo degli strumenti della politica dei mercati, data la sua estrema marginalità finanziaria.

Questa breve descrizione delle linee di fondo delle politiche agroambientali attuate nella UE dimostra la sostanziale mancanza di una strategia efficace o meglio la contrapposizione fra interessi differenti, che ancora non hanno trovato una stabile soluzione.

1.5 La politica italiana per l'ambiente.

I principi ispiratori della politica per l'ambiente in Italia si trovano nella Costituzione che regola all'art. 9 la tutela del paesaggio e all'art. 44 il razionale sfruttamento del suolo. Successivamente la politica ambientale italiana non si è però adeguata rapidamente agli indirizzi costituzionali; per lungo tempo non si è infatti riusciti a promulgare un complesso di norme coerenti per la salvaguardia e la tutela delle risorse. La conseguenza è stata che la politica ambientale è stata alquanto riduttiva rispetto alle potenzialità di intervento previste dalla Carta Costituzionale. Fondamentale è perciò rimasto per lungo tempo un provvedimento, la legge 1497 del 1939, inerente la tutela delle bellezze naturali, che prevedeva la salvaguardia in via eccezionale soltanto di alcune porzioni del territorio, quelle cioè in cui era possibile riconoscere particolari pregi estetici.

Fra le problematiche per l'individuazione di corrette linee di intervento ha pesato, oltre alla sottovalutazione della dimensione ambientale, anche la difficoltà intrinseca di tutelare i "beni ambientali" da un punto di vista normativo. Non a caso questo termine è stato introdotto per la prima volta nel 1975 nella legge di istituzione del Ministero per i Beni Culturali e Ambientali ed è stato ripreso nel DPR 616 del 1977 (art. 82), ai fini del riparto delle competenze tra Stato e Regioni, di cui parleremo successivamente.

La distinzione fra cose e beni, fondamentale dal punto di vista giuridico ⁽⁹⁾, comporta infatti che non tutte le cose possono essere considerate come beni o perché non sono appropriabili o perché esistono in quantità tale per cui nessuno è disposto a pagare per esse un prezzo. In altre parole ai valori ambientali mancano prerogative importanti (l'appropriabilità ed il valore economico) per essere giuridicamente rilevanti. Per giustificare la necessità di una loro protezione giuridica è necessario ricorrere al concetto di *beni collettivi*, in quanto destinati ad essere usati e goduti sia dalle generazioni presenti con modalità predeterminate, sia da quelle future attraverso la conservazione e la tutela. In altre parole la loro protezione giuridica è giustificabile non tanto in relazione al loro valore economico, quanto al loro *valore d'uso*. Come è facile comprendere, questo percorso ha implicato una lunga maturazione politica e culturale.

Nonostante la carenza di una efficace politica nazionale per l'ambiente, una svolta sostanziale si è comunque delineata nel 1977 quando il DPR 616, che come è noto ha previsto il trasferimento di importanti funzioni dallo Stato alle Regioni, ha delegato alle Istituzioni regionali anche le competenze ambientali; si è trattato però di un semplice trasferimento, senza un sostanziale arricchimento di contenuti. L'ampio processo di delega ha comunque determinato un diverso grado di protezione nel

9

(9) Sotto un profilo giuridico cosa è qualunque entità oggettiva, sia materiale che immateriale, che l'uomo considera come unità a se stante, non appropriabile e non avente valore economico (es. le stelle); beni sono invece tutte le entità oggettive utili, in grado di soddisfare bisogni, accessibili e con un valore economico.

territorio nazionale, a seconda dell'efficienza e del livello di maturazione delle singole Regioni. In particolare le deleghe hanno riguardato:

- la tutela dell'ambiente (art. 80) rispetto agli inquinamenti, con l'obiettivo principale della salvaguardia della salute umana;
- la protezione della natura (art. 83, 66, 69) in senso ampio, con l'obiettivo di ricondurre ogni intervento umano nel governo del territorio. Ciò ha comportato l'attribuzione di deleghe per l'istituzione di parchi regionali e territoriali, ma anche quelle per la salvaguardia delle foreste, dell'agricoltura, delle acque, delle coste, dei laghi, dei fiumi, delle zone umide, della flora e della fauna.
- le funzioni relative ai beni ambientali intesi come bellezze naturali ex legge 1497 del 1939.

Soltanto nel 1985 si è giunti all'approvazione di un provvedimento per la protezione del paesaggio e la pianificazione ambientale. Ciò è avvenuto con la legge 431, chiamata anche Galasso, giunta dopo lunghe e continue revisioni; in essa la tutela paesaggistica non è più limitata a casi eccezionali o ad esigenze di tipo estetico, ma le categorie di beni tutelabili sono molto più ampie, includendo sia quelli classificabili in base a dati geomorfologici (le coste, le fasce fluviali o lacuali, i ghiacciai, i vulcani), sia quelli biofisici (i boschi, le foreste, i parchi), sia infine le aree oggetto di attività antropiche (la montagna al di sopra dei 1800 metri). Questi beni sono sottoposti a tutela attraverso i piani paesistici regionali, di carattere vincolativo a livello urbanistico-territoriale. Anche in questo caso nelle singole realtà regionali profonde sono state le differenziazioni nell'attuazione e nella gestione⁽¹⁰⁾.

La tutela ambientale nazionale e regionale è dunque relativamente recente in Italia. Essa manca tuttora di omogeneità di definizioni e di classificazioni, nonché rilevanti sono le sovrapposizioni di competenze e di funzioni. In questo scenario si sono calati importanti provvedimenti, fra i quali la legge quadro dei parchi e la VIA; si possono dunque comprendere le numerose difficoltà che si sono incontrate a livello territoriale nella concreta gestione delle politiche ambientali.

Bibliografia

Bagnaresi U. (1988), "Il bosco e la pianificazione paesaggistica ai sensi della legge 431 del 1985", *Monti e Boschi*, n. 1.

Boulding K. (1966), *The Economics of the Coming Spaceship Earth*, John Hopkins University Press, Baltimore.

Bresso M. (1991), "Riflessioni per la costruzione di un paradigma economico-ecologico", *Oikos*, n. 4.

Bresso M. (1992), "Teoria economica ed ambiente: lo stato delle cose", *La Questione agraria*, n. 41.

Bresso M. (1993), *Per un'economia ecologica*, NIS, Roma.

¹⁰⁾ I piani paesistici, prodotti dalle Regioni in attuazione della legge Galasso, si possono raggruppare intorno a tre filoni, a seconda che si siano privilegiati gli aspetti fisico-morfologici, quelli biologici-vegetazionali o infine quelli antropici-insediativi, ciascuno dei quali raramente risulta intrecciato con gli altri.

- Colby M. E. (1990), *Environmental Management in Development - The Evolution of Paradigms*, World Bank Discussion Papers n. 80, Washington.
- Costanza R. (ed) (1991), *Ecological Economics*, Columbia University press, New York.
- Dasgupta P. (1991), "The Environment as a Commodity", in Helm D. (ed), *Economic Policy towards the Environment*, Blackwell, Oxford.
- De Benedictis M. (1996), *Agricoltura e ambiente: interazioni tecniche ed economiche*, Dispense didattiche, Roma.
- De Benedictis (1998), *La qualità agro-ambientale: problemi e politiche*, Mimeo, Roma.
- Forman R. T. T., Godron M. (1986), *Landscape Ecology*, J. Wiley & Sons, New York.
- Georgescu-Roegen N. (1971), *The Entropy Law and The Economic Process*, Harvard University Press, Cambridge (Mass).
- Ingegnoli V. (1993), *Fondamenti di ecologia del paesaggio*, Ed. Città degli Studi, Milano.
- Martinez-Alier J. (1991), *Economia ecologica*, Garzanti, Milano.
- Musu I. (1995), "Economia e scienze ambientali", in Boitani A., Rodano G. (eds), *Relazioni pericolose - L'avventura dell'economia nell'economia contemporanea*, Laterza, Bari.
- Odum E. P. (1971), *Fundamental of Ecology*, W. B. Saunders Co, Filadelfia.
- Pearce D. W., Turner R. K. (1991), *Economia delle risorse naturali e dell'ambiente*, Il Mulino, Bologna.
- Selman P., Doar N. (1992), "An Investigation of the Potential for Landscape Ecology to Act as a Basis for Rural Land Use", *Journal of Environment Management*, n. 4.
- Sestini (1963), *Il paesaggio*, Touring Club Italiano, Milano.
- Sereni E. (1961), *Storia del paesaggio agrario italiano*, Laterza, Bari.
- Tisdell C. A. (1991), *Economics of Environmental Conservation*, Elsevier, Amsterdam.

CAP II

STRUMENTI PER LA STIMA DEI BENI E DEI SERVIZI AMBIENTALI

2.1 Premessa

Nel corso del tempo, soprattutto nelle società economicamente più avanzate si è posta con evidenza la necessità di trovare strumenti analitici per la stima dei beni e dei servizi ambientali. Abbiamo già visto come difficile e complesso si presenti il rapporto fra economia e dimensione ambientale e come quest'ultima stenti ancora a trovare una specifica ed opportuna collocazione negli approcci analitici e nelle modellizzazioni. Ciò ha provocato e provoca notevoli difficoltà quando si vogliono valutare le funzioni pubbliche (ricreative, ambientali, paesaggistiche) di alcuni beni, soprattutto quando essi hanno una funzione produttiva o un'alternativa nella loro destinazione. L'esempio emblematico si verifica senz'altro nel caso dell'istituzione delle aree protette dove la stima dei costi e dei benefici per la collettività deve riguardare sia gruppi sociali con interessi assai differenziati sia generazioni diverse, ma la necessità di valutare il benessere sociale si rileva ogni qualvolta i singoli attori pubblici e privati decidano un investimento di lungo periodo con rilevanti effetti ambientali. Dalla valutazione economica dei possibili usi di un determinato territorio e delle risorse al suo interno, dipendono infatti le strategie delle Istituzioni pubbliche sia per il riconoscimento della valenza ambientale di alcuni beni e servizi, sia per la definizione degli incentivi e degli indennizzi da corrispondere ai singoli attori, in corrispondenza di particolari vincoli posti alle attività produttive, sia infine per l'introduzione di tasse di scopo o di un prezzo di accesso all'area protetta.

I metodi che si sono andati sviluppando nel corso del tempo e che illustreremo brevemente nelle prossimi capitoli, hanno in comune la caratteristica di cercare di cogliere il complesso intreccio tra le esternalità positive e negative che ogni progetto conduce e di ricondurre tutti gli aspetti, quantitativi e non, ad una stima, in modo da fornire gli strumenti più opportuni ai decisori pubblici. In linea di massima i criteri e le tecniche impiegabili possono essere raggruppati in due grandi filoni:

a) gli approcci analitici che cercano di trasformare i costi ed i benefici ambientali di un investimento di lungo periodo in una valutazione economica, in base a prezzi di mercato ottenuti o simulando un mercato o ricorrendo ad un mercato alternativo. Queste tecniche trovano la loro origine nell'analisi Costi/Benefici e si sono sviluppate nel corso del tempo per stimare i benefici ed i costi per la collettività derivanti da interventi sui beni ambientali o che comunque abbiano un impatto sull'ambiente;

b) le tecniche di analisi non monetarie che si sono sviluppate per rispondere alle critiche rivolte all'impiego talora troppo forzato delle analisi economiche per gli investimenti con forte valenza ambientale. In linea di massima queste tecniche sono riconducibili all'analisi multicriteri, cioè alla ricerca di forme di aggregazione non monetarie dei risultati. Rientra in questo gruppo la Valutazione di Impatto Ambientale.

2.2 L'Analisi Costi/Benefici

2.2.1 Alcune considerazioni

Tradizionalmente l'analisi economica degli investimenti pubblici di lungo periodo con rilevante impatto sul contesto socio-economico in cui si collocano, è stata effettuata attraverso l'analisi Costi/Benefici (ACB). Lo scopo prioritario di questa metodologia nata negli Stati Uniti intorno agli anni Trenta è stato quello di definire le linee guida di accettazione dei grandi investimenti pubblici, o meglio di valutare la politica di intervento dello Stato, teorizzata da Keynes per creare occupazione e reddito in una situazione di grave crisi economica e forte disoccupazione. Successivamente l'ACB ha conosciuto grandi sviluppi soprattutto da parte della Banca Mondiale per valutare gli effetti degli investimenti nei Paesi in via di sviluppo (Squire, Van Der Task, 1975); in linea di massima l'intervento di questa istituzione si attua infatti attraverso grandi progetti infrastrutturali e produttivi che non hanno spesso un'immediata redditività finanziaria, mentre possono comportare notevoli benefici nel tempo. Soltanto negli anni Settanta l'ACB, sempre negli Stati Uniti, è stata utilizzata anche per la valutazione degli interventi sull'ambiente (Pearce, 1972; Dasgupta, Marglin, Sen, 1972), mentre in Europa la diffusione del suo impiego si è realizzata soprattutto nel Regno Unito ed in misura minore in Francia, Olanda e Germania. In Italia il suo utilizzo è stato invece scarso e limitato sostanzialmente all'obbligo di effettuare l'ACB per i progetti che richiedono un finanziamento FIO (Fondo Investimenti ed Occupazione). A questo scopo nel 1983 è stato redatto a cura del Ministero del Bilancio, un manuale che definisce una precisa scheda di valutazione a cui gli analisti devono attenersi.

L'analisi ACB si colloca nel quadro teorico dell'economia del benessere, un filone analitico che ammette il fallimento del mercato nella valutazione dei beni pubblici e che si propone di trovare le tecniche opportune per correggere o simulare i mercati stessi. L'obiettivo da massimizzare non è il profitto o il reddito dei singoli soggetti, ma il benessere sociale che diventa il principale parametro obiettivo dell'analisi. Il suo valore, ottenuto detraendo dai benefici pubblici i costi sociali necessari per l'intervento, non è il medesimo che si otterrebbe con un'analisi meramente finanziaria, in quanto il benessere sociale tiene conto anche delle esternalità positive e negative connesse al progetto, cioè di qualsiasi interferenza prodotta nella funzione di utilità di altri soggetti, senza che fra di essi esista una transazione economica. Gli esempi di esternalità negli investimenti di lungo periodo possono essere numerosi; fra quelle negative possiamo ricordare l'emissione di fumi, di scarichi inquinanti, l'abbandono di rifiuti, la distruzione di specie rare, i rumori molesti conseguenti ad un determinato intervento in un territorio; fra quelle positive vi sono l'aumento dell'occupazione e del reddito, il miglioramento del paesaggio e della difesa idrogeologica nel caso delle sistemazioni idraulico-forestali. Queste esternalità possono trovare un concreto riferimento nel mercato (ad esempio i costi di disinquinamento), mentre altre non hanno uno specifico prezzo (il paesaggio o il

disagio di un ambiente degradato), ma anche quando sia possibile ricorrere al mercato, talvolta i prezzi non esprimono correttamente il valore sociale del bene e necessitano di eventuali aggiustamenti.

A questo fine nell'ACB si utilizzano i cosiddetti "prezzi ombra", che servono sia per correggere i prezzi che si sono formati in mercati non concorrenziali e quindi non ottimali, sia per attribuire un prezzo ai beni fuori mercato per i quali vengono studiate opportune modalità di valutazione (mercati alternativi o simulazione dei mercati). In sostanza l'ACB si pone esplicitamente una questione di grande rilevanza teorica (Bresso, 1993): valutare di volta in volta la bontà dei prezzi di mercato come indicatori dei costi e benefici sociali. Lo scopo ultimo è quello di permettere la redistribuzione dei costi e dei benefici tra i diversi territori e tra i diversi gruppi sociali, in funzione della loro valutazione; successivamente compito dello Stato dovrebbe essere quello di provvedere all'introduzione di misure di compensazione al fine di equilibrare vantaggi e svantaggi nel tempo e nello spazio, nonché tra i differenti gruppi.

Occorre però sottolineare che l'applicazione dell'ACB, sia nel caso degli interventi di lungo periodo sia nel caso di progetti rilevanti sotto un profilo ambientale, può presentare notevoli limiti. I principali sono:

- la massimizzazione di un solo parametro obiettivo - il benessere sociale - può risultare troppo riduttiva nel caso dei beni ambientali, per i quali meglio sarebbe considerare la molteplicità degli obiettivi: da quelli produttivi, a quelli sociali, a quelli ambientali. Come si può capire, si tratta di obiettivi assai differenziati che complicano il quadro di riferimento, in quanto soltanto alcuni di essi sono esprimibili in forma monetaria, mentre altri non sono riconducibili ad una stima;
- la definizione del benessere sociale, fondata sulla somma dei redditi individuali, tende in realtà a trascurare ogni considerazione di equità sociale. A questo fine meglio sarebbe considerare la somma delle utilità individuali, come talora è avvenuto, ma ciò complica ulteriormente il quadro analitico e le stime necessarie, rischiando di rendere meno affidabili i risultati;
- l'ACB, come vedremo, si fonda sulla scelta di un saggio di sconto da cui dipende sostanzialmente l'equità della distribuzione nel tempo dei benefici e dei costi dell'intervento stesso. Anche se alcuni correttivi sono stati individuati, il problema rimane per molti aspetti ancora irrisolto e ciò comporta che l'ACB può non fornire risultati esaustivi soprattutto nelle analisi dei beni ambientali, la cui tutela assume rilevanza soprattutto per le future generazioni.

2.2.2 I fondamenti dell'analisi Costi/Benefici

Lo scopo principale dell'ACB è quello di individuare la migliore fra le diverse alternative progettuali e di verificare, qualora l'alternativa sia una sola, che almeno i costi prevedibili siano inferiori ai benefici, in modo che il benessere sociale dopo l'intervento pubblico sia maggiore di quello iniziale. Si tratta in altre parole di verificare che gli interventi di lungo periodo programmati dagli attori pubblici e privati corrispondano ad un criterio di ottimo paretiano, in modo tale che quanti sono

avvantaggiati da un progetto possano compensare coloro che ne vengono danneggiati, oltre ad ottenere un benessere sociale.

In concreto l'analisi ACB si svolge attraverso alcune fasi apparentemente semplici, ma in realtà molto complesse, in quanto al loro interno i momenti di stima sono numerosi. Esse sono:

1) *l'identificazione degli impatti di un investimento di lungo periodo*. Si tratta di una fase di fondamentale importanza, ma di notevole difficoltà, in quanto mentre gli effetti diretti possono essere di facile monitoraggio, quelli indiretti implicano una valutazione molto attenta. Si pensi agli effetti spazialmente e temporalmente distanti (ad esempio nella costruzione di una diga od in un progetto di forestazione con scopi di protezione idrogeologica o nell'istituzione di forme di tutela per alcune risorse). Naturalmente devono essere considerati sia gli effetti negativi nell'uso delle risorse (comprese quelle umane) sia quelli positivi; fra questi ultimi una particolare attenzione deve essere posta alle conseguenze socio-economiche (aumento dell'occupazione, sviluppo di attività economiche integrate, miglioramento nell'uso delle risorse ecc);

2) *la stima degli impatti individuati nella fase precedente*. Come è logico aspettarsi, vi saranno dei costi e dei benefici che saranno già espressi in forma monetaria (valutazione finanziaria), mentre per altri sarà possibile la misura soltanto attraverso altre unità di misura; infine per altri ancora sarà necessario misurare i vantaggi e gli svantaggi prevedibili dal progetto soltanto sotto un profilo qualitativo, attraverso un giudizio;

3) *la valutazione monetaria dei vantaggi e degli svantaggi misurati*. Lo scopo di questa fase è quello di ottenere la valutazione economica di tutti i costi ed i benefici per la collettività. Quando tutti i costi ed i benefici siano già espressi in moneta ed i prezzi esprimano correttamente la valutazione economica, la seconda e terza fase coincidono; quando ciò non avviene, come normalmente accade, è necessario arrivare ad una valutazione attraverso i "prezzi ombra". Il criterio base per la valutazione dei costi è il costo/opportunità misurato dal valore dell'uso alternativo migliore delle risorse impiegate nel progetto, alle quali si deve rinunciare per realizzarlo. Invece i benefici vengono valutati o in base alla disponibilità a pagare o in base a mercati alternativi.

I prezzi da utilizzare non sono dunque necessariamente quelli di mercato. I prezzi di alcuni beni possono essere oggetto di distorsioni nei mercati, imputabili alla presenza di forme oligopolistiche o monopolistiche, ma ben più complessa è la questione della stima quando si tratti di beni "intangibili" o "incommensurabili", fra i quali rientrano la maggiore parte dei beni ambientali. Nel primo caso i "prezzi ombra" riguarderanno ad esempio i costi di produzione al posto del prezzo di monopolio o il costo del lavoro al netto del sussidio di disoccupazione, nel secondo caso i prezzi saranno quelli che si formano in mercati di beni alternativi (come nei metodi del costo del viaggio e del valore edonimetrico, di cui parleremo successivamente) o quelli che si ottengono simulando un mercato (come nel metodo della valutazione contingente). Necessario è comunque individuare un metodo di valutazione sufficientemente chiaro e condivisibile, pur nella consapevolezza che il valore presenterà comunque livelli più o meno elevati di aleatorietà. In particolare gli aspetti più ostici nella definizione dei "prezzi ombra" riguardano: a) i criteri di conversione dei costi e dei benefici del progetto; b) il saggio di sconto sociale; c) l'individuazione dei pesi per la

distribuzione fra i diversi gruppi sociali. Inoltre la stima dei "prezzi ombra" da impiegare nell'ACB può risultare particolarmente problematica quando si è di fronte ad un progetto che investe i diversi livelli delle Istituzioni pubbliche. Dopo un periodo di anarchia metodologica nell'applicazione dell'ACB, la via più seguita è stata quella di lasciare al livello locale la definizione dei benefici e dei costi, riservando al livello nazionale l'individuazione dei "prezzi ombra" di quelli più rilevanti per il progetto.

4) *La presentazione dei risultati.* Quest'ultima fase si estrinseca nell'esprimere i valori ottenuti, che presentano una diversa cadenza temporale, attraverso indicatori sintetici attualizzati al momento in cui la valutazione si compie; lo scopo è quello di fornire ai decisori pubblici uno strumento sufficientemente esaustivo e per molti aspetti semplice per decidere l'intervento più opportuno. Ciò si risolve ricorrendo al calcolo finanziario; gli indicatori più comunemente adottati per esprimere il flusso dei benefici e dei costi sono il Valore Aggiunto Netto (VAN) ed il Saggio di Rendimento Interno (SRI). Mentre nel caso del SRI i problemi di scelta di un saggio di sconto appropriato non si pongono, numerosi problemi sorgono invece nel calcolo del VAN o meglio nella ricerca del saggio di sconto più appropriato, come vedremo nel paragrafo successivo.

Occorre sottolineare che poiché non tutti i benefici ed i costi possono essere oggetto di quantificazione e di traduzione monetaria, in alcuni casi più opportuno è mantenere alcune informazioni a livello qualitativo, misurando la presumibile intensità attraverso dei pesi; naturalmente questi indicatori non possono essere oggetto di presentazione nel risultato finale dell'ACB nell'accezione più tradizionale, il cui parametro obiettivo è meramente economico.

A questo proposito sono state elaborate alcune metodologie che per il loro collegamento con l'ACB sembrano presentare un reale progresso. Si tratta dei metodi del Bilancio Contabile (*Planning Balance Sheet*) e della Matrice Raggiungimento Obiettivi (*Goals Achievement Matrix*)⁽¹¹⁾. In entrambi i casi la presentazione dei risultati avviene sotto forma di matrice, in cui a seconda dei casi i benefici ed i costi sono espressi sia in forma monetaria, sia in altre unità di misura, sia infine in forma qualitativa. Nel metodo del Bilancio Contabile i costi ed i benefici sono valutati in relazione ai diversi gruppi sociali implicati nel progetto; nel caso della matrice Raggiungimento degli Obiettivi il riferimento è sempre ai gruppi sociali, ma in questo caso il loro ruolo è definito da una pesatura. Lo scopo di queste metodologie è comunque quello di superare il limite dell'ACB nel raggiungimento di una maggiore equità sociale rispetto a quella espressa dalla massimizzazione del benessere sociale, fornendo ai decisori pubblici risultati più esaustivi e limitandone la discrezionalità.

2.2.3 Il Valore Attuale Netto (VAN) ed il saggio di sconto

11

(1) Ad essi si aggiunge l'analisi a più obiettivi, che rappresenta una metodologia per l'impiego ottimale delle risorse attraverso la ricerca operativa. Questo strumento, che in linea di massima è rivolto alle scelte di breve periodo, non considera però esplicitamente il costo degli investimenti iniziali.

Come già è stato avanzato, per valutare il progetto che consente la massimizzazione del benessere sociale, l'indicatore più comunemente impiegato è il Valore Aggiunto Netto (VAN), che rappresenta la differenza tra il valore attuale dei benefici (B) e quello dei costi (C):

$$\text{VAN} = \text{B} - \text{C}$$

Affinché un investimento sia giudicato conveniente devono essere soddisfatte alcune condizioni:

- il VAN dopo l'investimento deve essere superiore al VAN nella situazione antecedente;
- il VAN dopo l'investimento deve essere superiore o uguale al VAN di altri investimenti alternativi che abbiano le stesse finalità pur impiegando tecniche diverse. Questa condizione può essere mitigata quando si ottengano VAN molto prossimi e si preferisca un progetto che massimizza o minimizza una caratteristica specifica, considerata strategica.

Naturalmente i progetti possono essere ordinati secondo valori decrescenti del VAN solo quando rientrano nell'ambito della medesima finalità ma attraverso processi e tecnologie differenti, mentre quando le finalità sono completamente differenziate, più corretto è limitare l'analisi alla validità o meno del singolo progetto (VAN positivo), lasciando la scelta al decisore pubblico.

Va sottolineato che poiché la principale peculiarità dell'ACB è quella di essere un'analisi strettamente economica, i suoi risultati non possono coincidere con quelli ottenibili con un'analisi finanziaria, che comprende soltanto i costi e benefici diretti. Tuttavia è buona norma che entrambe queste analisi siano condotte e che si tenga conto congiuntamente dei loro risultati nella valutazione finale. Il problema si pone soprattutto negli investimenti ambientali; quando viene a mancare la convenienza finanziaria, cioè quando i costi superano nettamente i ricavi monetari ricavabili dal progetto, il decisore pubblico è posto di fronte alla necessità di valutare la convenienza di addossare alle generazioni presenti costi anche ingenti, a favore delle generazioni future.

Queste ultime considerazioni assumono una valenza ancora maggiore nella scelta del saggio di sconto più appropriato da impiegare per attualizzare i benefici ed i costi nella formula precedentemente indicata. Questa scelta influenza infatti nettamente il VAN, dato che tanto più elevato è il saggio, tanto più contenuto è il VAN e viceversa. A ciò si aggiunge che il VAN risulta influenzato dalla cadenza temporale dei costi e dei benefici nel tempo; tanto più il valore di un costo o di un beneficio è dilazionato nel tempo, tanto minore è il suo peso sul VAN. Soprattutto quest'ultimo aspetto riguarda i progetti di carattere ambientale, dato che in genere i costi sono sopportati nei primi anni dell'investimento, mentre i benefici si realizzano dopo alcuni decenni (come nella produzione forestale) o in un arco temporale ancora più lungo.

In linea di massima il saggio di sconto da impiegare per valutare un investimento di lungo periodo deve essere un saggio reale, nel senso che non deve essere influenzato dalle aspettative di inflazione e deflazione che si possono prevedibilmente realizzare.

La sua determinazione deve seguire sostanzialmente due criteri complementari e per molti aspetti simili, nel senso che il primo tiene conto dello spazio ed il secondo del tempo. Si tratta del criterio delle alternative di investimento, espresso dal saggio di interesse alternativo (SA) o costo opportunità del danaro, e del criterio delle preferenze temporali, espresso dal saggio di preferenza temporale (SPT) che corrisponde al saggio ritenuto soddisfacente per rinunciare ai consumi attuali in favore di quelli futuri (Merlo, 1991).

Se queste enunciazioni in linea di massima possono sembrare semplici e percorribili, la problematica del saggio di sconto non è nè facile, nè univoca e soprattutto non si risolve con la scelta del saggio. Numerosi autori hanno perciò rifiutato la definizione del saggio di sconto come strumento per valutare gli investimenti di lungo periodo, soprattutto quelli con rilevanti effetti ambientali, dato che ciò non consente un'equa distribuzione dei vantaggi e degli svantaggi nel tempo. Ma adottare un tasso di sconto nullo significa fare una scelta di assoluta indifferenza fra presente e futuro; nel caso dei beni ambientali significa considerare che nessuna generazione ha diritto di considerarsi rispetto alle risorse essenziali, più importante di quelle che l'hanno preceduta o che seguiranno; in altre parole ciò comporta la negazione del criterio della preferenza temporale.

Le principali difese che vengono proposte in favore di un tasso di sconto positivo (anche se basso) si fondano su due argomentazioni (Bresso, 1993):

- l'adozione di saggi di sconto più elevati può rallentare gli investimenti e quindi il consumo di risorse naturali;

- l'accantonamento dei valori attuali di un danno ambientale futuro può costituire una risorsa per le generazioni future per riparare il danno stesso, ma ciò è sensato soltanto quando il danno è quantificabile sia nel suo verificarsi, sia nella sua entità. Se mancano queste due condizioni, il fondo di compensazione che si viene a costituire, non consente il trasferimento di risorse reali, ma rappresenta soltanto una promessa, destinata spesso a svanire per l'inflazione. A questo proposito Kula (1988) suggerisce che lo sconto venga effettuato generazione per generazione, il che dovrebbe permettere un'equa distribuzione dei costi e dei benefici nel tempo. Ciò consentirebbe infatti di annullare di fatto il valore di un danno ambientale non in alcuni decenni, ma in un arco temporale più lungo.

Interessanti appaiono anche le considerazioni di Pearce, Markyanda e Barbier (1991), che ritengono difficile sopprimere il tasso di sconto e propongono alcune soluzioni alternative. Nella valutazione di un progetto devono cioè essere soddisfatte due condizioni: a) l'assicurazione che le risorse rinnovabili siano gestite in modo sostenibile; b) la garanzia che le risorse esauribili siano sfruttate in modo tale che una porzione significativa delle rendite derivanti da esse venga investita in risorse sostitutive. Se queste proposte venissero accolte, i risultati sarebbero senz'altro rilevanti sotto un profilo ambientale, ma ciò avrebbe nulla o poco a che fare con l'ACB, che si fonda sulla traduzione monetaria di tutti i benefici e costi di un determinato progetto. Queste considerazioni potrebbero meglio essere impiegate con tecniche di tipo VIA, che non ricercano una valutazione monetaria di tutti i vantaggi e gli svantaggi di un investimento.

I problemi della ricerca di un saggio di sconto non si pongono invece quando come indicatore dell'ACB venga assunto il Saggio di Rendimento Interno (SRI). Come si è già detto, al crescere del saggio di attualizzazione il VAN diminuisce fino ad

annullarsi e diventare negativo. Il saggio che annulla il VAN, cioè quello che consente che i benefici attualizzati siano uguali ai costi sempre attualizzati, è il SRI dell'investimento. Questo saggio che non risente di nessuna scelta da parte di chi effettua l'analisi e che è stato adottato nell'economia forestale, può più agevolmente essere confrontato con altri saggi: da quello di mercato, al saggio degli investimenti alternativi, a quello di preferenza temporale. Naturalmente l'investimento migliore sarà quello che presenta un maggiore SRI. Si tratta dunque di un criterio che non contempla nessuna scelta aprioristica, ma presenta anch'esso alcuni inconvenienti. Non può ad esempio essere impiegato quando i benefici netti annui siano sempre positivi; inoltre richiede opportuni accorgimenti quando nell'arco di vita del progetto si alternino più fasi di benefici positivi e negativi (Merlo, 1991).

2.3 Le tecniche di valutazione dei beni ambientali

2.3.1 Premessa

Nell'ambito dell'analisi Costi/benefici e dell'economia ambientale negli ultimi decenni si sono sviluppati alcuni metodi specificatamente rivolti alla valutazione dei beni pubblici con rilevanti funzioni ambientali e ricreative. Questi metodi predisposti per valutare l'utilità ed il benessere sociale prodotti ad esempio dai boschi e delle aree tutelate si possono distinguere in *diretti e indiretti*. Sono indiretti quelli che valutano il bene oggetto di stima attraverso i prezzi che si formano in alcuni mercati di sostituzione; ricadono in questo gruppo il metodo del *costo del viaggio* (*Travel Cost Method*), in cui i costi di accesso all'uso di un bene ambientale libero (quindi senza prezzo) sono assunti come indicatori del valore del bene stesso, ed il metodo del *prezzo edonimetrico* (*Hedonic Price*), in cui si considerano i mercati di alcuni beni (ad esempio quello degli immobili), considerando le variazioni dei prezzi in base agli aspetti ambientali, che vengono considerati come attributi del bene stesso. I metodi diretti, in particolare il *criterio della valutazione contingente* (*Contingent Evaluation*), valutano invece il bene ambientale sulla base della disponibilità a pagare degli utilizzatori dichiarata attraverso interviste dirette, nell'intento di far rivelare le loro preferenze e quindi di creare un mercato del bene stesso.

2.3.2 Il metodo del costo del viaggio.

La formulazione del metodo del costo del viaggio come strumento per valutare i benefici per collettività dei parchi nazionali, si deve ad Hotelling (1949), ma soltanto negli anni Cinquanta è stato applicato operativamente, con il contributo di Clawson (1959) e successivamente di Knetsch (1963). Attualmente questa metodologia è applicata abbastanza diffusamente anche in Italia soprattutto per valutare i costi ed i benefici inerenti l'istituzione delle aree protette, ma anche di altri beni (ad esempio i boschi) che presentino una fruizione ricreativa.

Come già è stato avanzato, il metodo del costo del viaggio si fonda sull'assunzione che i costi sopportati dai singoli individui per raggiungere una determinata area con funzioni ricreative possono rappresentare un surrogato dei prezzi di accesso. L'incrocio *cross-section* attraverso la regressione multipla dei costi del viaggio con la frequenza delle visite, a cui come vedremo si possono aggiungere altre variabili, consente di costruire la funzione di domanda dell'area o del bene ambientale con funzioni ricreative.

La concreta applicazione del metodo passa attraverso alcune fasi ben distinte. Si tratta di:

- a) la delimitazione dell'area e la quantificazione del numero di visite annue, anche limitandone il conteggio ad alcuni periodi significativi;
- b) l'intervista attraverso un questionario appositamente predisposto, ad un campione di visitatori;
- c) la suddivisione dei visitatori in aree di provenienza concentriche rispetto alla zona presa in esame; la delimitazione di ciascuna zona dipende perciò dalla distanza;
- d) la determinazione del costo del viaggio per ogni area concentrica e quindi in rapporto alla distanza del sito ricreativo. Poiché non vi è un prezzo di accesso, il costo medio del viaggio da ogni zona può essere assunto come un indicatore del prezzo effettivamente pagato da ciascun visitatore per accedere al bene ambientale o all'area;
- e) il calcolo del saggio di frequenza relativa delle visite per ciascuna zona concentrica di provenienza dei visitatori. Questo saggio viene determinato attraverso il rapporto tra il numero (frequenza) delle visite e la popolazione residente in ogni zona;
- f) la determinazione della relazione tra i costi del viaggio per ciascuna zona ed il saggio di frequenza relativa. Questo rapporto assume in genere un andamento esponenziale negativo, dato che all'aumento dei costi del viaggio (e quindi della distanza dal sito) corrispondono saggi decrescenti di frequenza;
- g) la costruzione della funzione di domanda ricreativa. La curva ha un andamento decrescente in quanto vengono ipotizzati crescenti aumenti nei costi delle visite, tali da ridurre progressivamente il numero dei visitatori. La riduzione nelle visite viene dedotta con riferimento alla relazione fra costi e saggi di frequenza, in precedenza individuata.

L'area sottesa alla curva di domanda rappresenta l'effettiva disponibilità a pagare dei consumatori-visitatori pur di non rinunciare all'esperienza ricreativa; in altre parole si tratta della rendita del consumatore o l'utilità percepita. Se nessun altro beneficio è prodotto nell'area o dal bene ambientale e se non esistono costi per la sua gestione, capitalizzando l'utilità attraverso un appropriato saggio di interesse, si otterrà la misura del valore capitale del servizio ricreativo o meglio del valore netto dell'area, se sarà sottoposta a tutela. Il valore ottenuto potrà essere comparato con quello derivante da altri usi alternativi dell'area o del bene, al fine di decidere l'investimento migliore, ma potrà servire anche come base per successive analisi Costi/Benefici in riferimento all'utilizzazione del suolo.

Come già detto, data la sua relativa semplicità in quanto si impiegano informazioni facilmente ottenibili, il metodo del costo del viaggio ha avuto un notevole successo, ma presenta alcuni limiti, per alcuni aspetti rilevanti. In particolare si tratta di:

- *il metodo del costo del viaggio funziona in una situazione statica, in riferimento agli indicatori assunti per la stima.* Se ad esempio muta o il costo del viaggio o il livello della popolazione residente nelle singole zone o il numero delle visite, provocando un mutamento nella frequenza relativa, il valore netto ricreazionale dell'area o del bene può mutare significativamente, influenzando sulle scelte alternative.

- *l'assunzione che la funzione della domanda sia identica in tutte le zone di provenienza, determinate in base alla distanza.* Ciò non sempre accade in quanto notevoli possono essere le differenziazioni nei livelli di sviluppo socio-economico nelle diverse aree. Inoltre si basa sul fatto che il costo del viaggio rivesta lo stesso valore per tutti i visitatori, anche in questo caso ignorando i divari economici e culturali;

- *la valutazione del tempo del viaggio.* Si tratta di un aspetto tuttora molto dibattuto. Da un lato il metodo si fonda infatti sul fatto che il viaggio sia imputabile ad un solo obiettivo, mentre gli obiettivi possono essere multipli, in quanto la visita ad un determinato sito può far parte di un itinerario ricreativo più ampio oppure essere effettuata all'interno di un viaggio per altri scopi (ad esempio il lavoro). In questo caso il criterio del costo del viaggio è di difficile applicazione, in quanto sarebbe necessario disaggregare i costi relativi a ciascun obiettivo ⁽¹²⁾. D'altro canto nessuna utilità o disutilità è ipotizzata per il tempo impiegato nel viaggio, che assume un diverso valore a seconda degli individui, del loro livello di reddito, della disponibilità di tempo libero, ma anche della distanza. Per alcune persone il tempo per raggiungere il sito viene considerato parte dell'esperienza ricreativa, quindi con un'utilità positiva, mentre per altri questo spazio temporale rappresenta un costo che aumenta quello del viaggio. Da parte di alcuni sono stati introdotti alcuni criteri per valutare il tempo del viaggio: per Cesario (1976) il costo del tempo è desumibile dal reddito orario dei visitatori, mentre altri (Smith, Desvougues, McGivney, 1983) sottolineano che comunque la valutazione dipende dalla disponibilità di tempo e dalla lunghezza della permanenza di ciascun individuo;

- *la relazione tra il costo del viaggio ed i saggi di frequenza.* Come abbiamo visto la definizione di questo rapporto è fondamentale nell'applicazione del metodo, ma ipotizza una omogeneità nel comportamento dei visitatori, che ha difficile riscontro nella realtà. Si presuppone infatti che il saggio di frequenza relativa sia fundamentalmente determinato dal fattore distanza, cioè dal costo del viaggio, mentre altre variabili socio-economiche quali l'età, il grado d'istruzione, il livello di reddito, i gusti dei consumatori, possono essere determinanti. A questo proposito Walsh (1986) osserva che le funzioni di domanda sono più facilmente stimabili quando si proceda alla costruzione delle singole funzioni di domanda pro-capite, in quanto la stima aggregata tende ad annullare le differenze individuali. Naturalmente ciò complica notevolmente la concreta applicazione del metodo;

- *il valore di esistenza e quello di opzione.* Le critiche più rilevanti riguardano il fatto che il valore ricreativo viene determinato soltanto sulla base delle risposte dei visitatori intervistati, quindi di individui che hanno avuto comunque accesso all'area. In questo modo non si coglie il valore che può essere attribuito all'area e/o al bene ambientale o in base alla sua esistenza o in base all'opzione di accedervi in un futuro.

12

() Nel caso di costi del viaggio con più obiettivi più corretto sarebbe un approccio regionale, così come ha individuato Walsh (1986).

Nel primo caso si tratta del valore che potrebbe essere espresso da quanti non hanno intenzione di accedere all'area, ma ritengono comunque necessaria la tutela per le generazioni future, mentre nel secondo caso il valore deriva dall'utilità dichiarata da quanti esprimono la volontà di accedervi nel futuro.

- *le aree con un costo del viaggio nullo o molto basso*. Questo metodo non può essere applicato per i servizi ricreativo-ambientali dei parchi urbani e periurbani raggiungibili a piedi o comunque con costi contenuti per tutti i visitatori;

- *la formazione del campione*. Dati i costi rilevanti da sostenere per effettuare correttamente le interviste dirette, esse vengono somministrate soltanto ad un campione di visitatori e da ciò deriva il problema di costruire correttamente il campione. Il rischio è quello di raccogliere le interviste in un periodo limitato dell'anno, con seri problemi di rappresentatività, dato che la proiezione annuale può portare o una domanda sovrastimata o sottostimata.

I limiti appena esposti nell'applicazione del metodo del costo del viaggio evidenziatisi già a partire dalla fine degli anni Sessanta, hanno comportato la ricerca di soluzioni ai singoli problemi. Larga parte delle applicazioni concrete del metodo del costo del viaggio, che si sono succedute nel corso del tempo, hanno sviluppato l'approccio originale, cercando di arrivare alla stima delle funzioni della domanda ricreativa attraverso la regressione multipla, in cui di volta in volta sono state inserite altre variabili, da quelle socio-economiche, alle caratteristiche del sito ricreativo, alla valutazione del tempo del viaggio. Ciò ha complicato naturalmente il percorso, ma soprattutto trattandosi di variabili stimate, ha influito notevolmente sui valori ottenuti.

2.3.3 Il metodo del valore edonometrico

Questo metodo si fonda sull'ipotesi che i prezzi che gli individui sono disposti a pagare per i beni riflettano sia le loro caratteristiche ambientali che quelle non ambientali. Se il bene in tutti i suoi aspetti può essere valutato e misurato obiettivamente, il valore ambientale di un bosco, di un parco o di una infrastruttura forestale viene ricavato in base al maggior valore di mercato dei beni stessi (ne sono un esempio gli immobili inseriti in un'area protetta) rispetto a quelli che non presentano le medesime caratteristiche ambientali. Lo scopo è in altre parole quello di separare nei prezzi rilevati nel mercato la quota di prezzo che è da attribuire alle qualità ambientali; ciò consente anche di stimare il valore che gli individui sono disposti a pagare per migliorare la qualità dell'ambiente in cui vivono. Nella sua accezione più semplice il criterio del valore edonometrico può essere così evidenziato:

$$V(\text{Servizio ambientale}) = V(\text{immobile con servizi}) - V(\text{Immobile senza servizi}).$$

Come si può comprendere la differenza ottenuta rappresenta il valore capitale che riassume un flusso di informazioni dei servizi ambientali generati nel tempo, capitalizzati ed internalizzati nel prezzo dell'immobile sul mercato. Nella sua versione più avanzata, attraverso la regressione multipla, questo metodo permette di

individuare simultaneamente il valore di più caratteristiche che possono influenzare il valore di mercato del bene, quali l'accesso alle aree verdi, la qualità del paesaggio, la presenza di flora-faunistica ecc.

Non essendo legato alla misura degli aspetti ambientali, bensì alle differenze dei prezzi per i beni che hanno un mercato, in una prima approssimazione questo metodo sembrerebbe di più ampia applicazione rispetto a quello descritto in precedenza ed al criterio della valutazione contingente, che sarà affrontato successivamente. In realtà i risultati ottenibili sono spesso inferiori e da ciò deriva il suo minor impiego, soprattutto nelle aree protette. Questa metodologia che consente di valutare un bene o un servizio sulla base delle loro caratteristiche relative, non permette di stimare il valore legato alle utilità percepite dagli utilizzatori del bene stesso (domanda); in altre parole mentre si può esprimere il valore della funzione ambientale per l'offerta, si trascura il valore che ad esempio un parco presenta per il visitatore che non paga un prezzo di accesso. Ma anche nella valutazione dell'offerta i risultati non sono talora soddisfacenti, in quanto i mutamenti dei prezzi di alcuni beni possono non riflettere in tutto o in parte il reale valore dell'area protetta per la collettività.

2.3.4 Il metodo della valutazione contingente

I metodi diretti, in cui ricade la valutazione contingente o ipotetica, ricercano il valore del bene o del servizio ambientale senza riferimenti ad altre variabili economiche, ma ipotizzando una situazione immaginaria e simulando l'esistenza di un mercato. Nel criterio della valutazione contingente, ampiamente e crescentemente utilizzato, lo scopo è quello di determinare la disponibilità degli individui a pagare per ottenere la conservazione o la fruizione di un bene ambientale (ad esempio l'istituzione di un'area protetta), nonché l'indennizzo necessario per rinunciare ad un eventuale uso produttivo del bene stesso (ad esempio i vincoli alle attività agricole e forestali che discendono dalla tutela).

Le informazioni necessarie per la stima vengono raccolte attraverso un questionario, in cui si richiede all'intervistato di esprimere la sua disponibilità a pagare in una determinata situazione ricreativa o nel secondo caso l'indennizzo per rinunciare ad un eventuale diritto acquisito; con questo metodo la misura del valore del bene o del servizio ambientale viene dunque espressamente dichiarata e non discende da una stima come nei metodi indiretti. L'affidabilità dell'approccio dipende in larga misura sia dalla cura con cui l'intervistatore descrive la natura dell'ipotetico servizio ricreativo, sia dal periodo di tempo cui si riferisce la valutazione, sia infine dalla forma di pagamento proposta (Walsh, 1986).

La versione più semplice della valutazione contingente può prevedere la dichiarazione di un ammontare massimo o minimo, che il visitatore-consumatore è disposto a pagare per accedere al servizio ricreativo-ambientale, ma la definizione dell'importo può anche essere lasciata all'intervistato. La versione più completa ed esaustiva si estrinseca nella presentazione di una griglia di opzioni, nel cui ambito l'intervistato esprime la propria preferenza, prevedendo un ruolo attivo dell'intervistatore e la presentazione di una serie crescente di valori, a partire da un importo minimo. In questo caso si procede verso l'alto fino al punto in cui

l'intervistato dichiara la sua indisponibilità a pagare e successivamente si propongono valori decrescenti fino alla soglia in cui si esprime la reale disponibilità a pagare.

L'impostazione della valutazione contingente fa sorgere il non semplice problema della attendibilità delle risposte da cui deriva quella del valore stimato. La funzione della domanda non risulta infatti basata su alcun dato comportamentale, come avviene nel metodo del costo del viaggio. Una sua corretta applicazione richiede pertanto da parte dell'intervistato una completa conoscenza del bene, su cui deve manifestare la sua disponibilità a pagare (o a ricevere un indennizzo).

La concreta applicazione del metodo della valutazione ipotetica presenta rispetto al metodo del costo del viaggio, indubbi vantaggi. Innanzitutto vi è una semplicità analitica ed operativa, ma soprattutto la possibilità di impiego in qualsiasi situazione, in particolare quando non vi siano costi per accedere al sito (parchi urbani e peri-urbani). Soprattutto questo criterio consente di valutare aspetti che non possono essere stimati con i metodi diretti e ciò si verifica quando il questionario venga somministrato anche ad individui che non accedono al bene ambientale, dato che la disponibilità a pagare espressa soltanto dai consumatori-visitatori ne sottostima notevolmente il valore sociale globale. In questo modo si possono rilevare sia il valore di opzione sia quello di esistenza, entrambi di difficile ed incerta attribuzione ai beni ambientali, dato che non hanno un mercato di riferimento. In altre parole si può stimare la disponibilità a pagare di quanti pur non accedendo all'uso del bene ambientale, dichiarano comunque l'ordine di grandezza di un valore per l'esistenza del bene a favore delle future generazioni o per mantenere un'opzione per la successiva fruibilità ⁽¹³⁾ (Bishop, 1982, Weisbrod, 1964). La stima del valore di esistenza comporta che aree dotate di elevati requisiti naturalistici con valori positivi di tale valore, possano presentare valori nulli di uso (ad esempio quelle *Wilderness*) (Krutilla, 1967); mentre per il valore di opzione non va dimenticato che alcuni autori (Brookshire ed altri, 1987) hanno sottolineato come esso abbia un segno negativo per gli individui avversi al rischio, positivo al contrario.

Gli errori che si possono commettere nell'attuazione concreta della valutazione contingente sono numerosi e richiedono l'introduzione di particolari adattamenti. In particolare si tratta di:

a) *la possibilità di ottenere risposte strategiche*. Esiste infatti la possibilità di comportamenti *free rider* da parte di quanti rispondono all'indagine diretta, dato che il valore dichiarato dipende in misura sostanziale dal contributo finanziario che essi ritengono di dover effettivamente pagare per la realizzazione del progetto. In altre parole gli intervistati possono da un lato dichiarare una disponibilità maggiore se reputano che nella realtà non dovranno pagare alcunché, dall'altro sono spinti a fornire risposte strategiche quando ritengono di poter imporre le proprie preferenze su quelle degli altri. Esistono naturalmente alcuni strumenti per ridurre il più possibile il rischio di risposte strategiche;

13

(¹³) Bishop (1982) ha formalizzato così il valore di opzione:

$$OV = OP - E(CS)$$

dove OV è il valore di opzione del consumatore; OP il prezzo di opzione, espresso dall'ammontare massimo che il consumatore è disposto a pagare; E(CS) il valore atteso del consumatore, derivante dalla realizzazione della visita.

b) *gli errori di informazione*. Si tratta di quelli imputabili alla mancanza o al tipo di informazioni fornite all'intervistato circa la situazione ipotetica, che è chiamato ad analizzare.

c) *gli errori strumentali*. Insorgono quando le metodologie impiegate per far esprimere la disponibilità a pagare possono in qualche modo inficiare i risultati. Quelli più frequenti riguardano la forma del pagamento ipotizzata e il punto di partenza del processo iterativo nella presentazione degli importi. Per la forma di pagamento, la possibilità di optare per consumi alternativi è strettamente correlata alle modalità proposte (biglietti di ingresso o tasse ambientali). Per il punto di partenza del processo iterativo, è ormai comunemente accertato che per ottenere risposte affidabili è corretto sottoporre una serie di valori, a cui l'intervistato possa rispondere affermativamente o negativamente, ma è altrettanto verificato che in linea di massima egli giudica appropriato il primo valore che gli viene proposto. Per questi motivi è utile ripetere le interviste cambiando il punto di partenza, in modo casuale.

d) *gli errori ipotetici*. Sono simili agli errori di informazione e derivano dalla possibilità dell'intervistato di confrontare la situazione ipotizzata in un mercato ben definito. Egli infatti deve conoscere non solo tutte le conseguenze del fatto ipotetico su cui è chiamato ad esprimere un parere, ma deve essere anche convinto che con la sua valutazione può influire concretamente sia sul verificarsi dell'evento, sia sull'entità del pagamento del bene o servizio ambientale;

e) *altre fonti di errore*: sono dovute alla formazione del campione ed alla professionalità degli intervistatori, nonché alla corretta interpretazione alle risposte non ottenute.

Come riporta Bresso (1993) una versione leggermente modificata del metodo della valutazione contingente può essere anche applicata per i beni ambientali che rientrano nella categoria dei servizi pubblici (protezione del verde, nettezza urbana, depurazione, controllo delle norme ambientali ecc). In questo caso le domande riguarderanno l'allocazione di una quota delle imposte locali fra i diversi servizi dell'amministrazione pubblica, fra cui rientrano quelli ambientali. La disponibilità a pagare dichiarata dagli intervistati consentirà di stabilire un ordine di preferenza e un'indicazione dell'importanza relativa dei servizi ambientali stessi per la collettività, consentendo ai decisori pubblici di meglio orientare i loro interventi.

2.4 La Valutazione di Impatto Ambientale

2.4.1 Alcune generalità

Come abbiamo potuto rilevare, la valutazione economica degli aspetti ambientali attraverso le metodologie che trovano nell'ACB i principali punti di riferimento, presenta spesso notevoli difficoltà e limiti; fra le tecniche non monetarie e di matrice più ingegneristica, si colloca in primo luogo la Valutazione di Impatto ambientale. Nei prossimi capitoli ne analizzeremo gli obiettivi, gli aspetti istituzionali ed i principali contenuti, rimandando alla bibliografia citata per ulteriori approfondimenti.

Il termine di Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) fa riferimento al giudizio che un soggetto (ricercatore, amministratore o decisore pubblico) esprime *ex ante* nei

confronti di una pressione sull'ambiente o di una sua componente significativa. Il suo obiettivo principale è quello di prevedere il potenziale impatto di un'opera sulla base di un'indagine approfondita degli aspetti ambientali, direttamente o indirettamente interessati, nonché di "gestire" l'impatto stesso anticipandone le conseguenze ed evitando quelle radicalmente negative per l'ambiente. Il suo scopo ultimo è dunque quello di valutare la *ricettività ambientale* di un territorio nei confronti degli impatti generati da azioni di origine antropica.

Nell'accezione corrente il termine VIA è strettamente collegato alla procedura amministrativa che si è diffusa nei Paesi industrializzati, attraverso la quale le Istituzioni pubbliche valutano gli effetti che alcune opere potrebbero esercitare sull'ambiente, in un'ottica di prevenzione degli impatti negativi piuttosto che di intervento nei confronti dei danni ambientali. La portata innovativa di questo strumento va ricercata nel fatto che l'ambiente non viene affrontato ed analizzato come segmentato nelle sue singole componenti (l'aria, l'acqua, il suolo, l'uomo), ma come un sistema complesso di componenti e di funzioni che pur rispondendo a specifiche leggi, sono tra loro strettamente correlati. Sotto un profilo scientifico la VIA è divenuta perciò non solo un'occasione obbligata di ricerca e di lavoro interdisciplinare, ma anche una vera e propria disciplina con i suoi campi di indagine e le sue metodologie, ma soprattutto con un radicale superamento degli approcci settoriali.

L'applicazione della VIA può essere ipotizzata in un ambito che si colloca fra due situazioni estreme. Da un lato la procedura può essere estesa a "vasti piani territoriali ed alla generale regolazione di prodotti, di processi e di scarichi", cioè a tutto quello che può avere "effetti importanti, diretti o indiretti, sullo stato e sull'evoluzione dell'ambiente naturale"; dall'altro il suo impiego può essere più limitato, soltanto "alle opere, ossia ai singoli insediamenti civili, soprattutto industriali, che presentano a livello progettuale un significativo impatto sull'ambiente" (Muraro, 1982). Vedremo successivamente come nella normativa comunitaria e ancor più in quella nazionale è prevalso questo secondo approccio, mentre negli Stati Uniti il campo di applicazione è molto più esteso.

Le procedure che rientrano nel vasto filone analitico della VIA hanno infatti preso avvio negli Stati Uniti, a partire dalla fine degli anni Sessanta. Questo strumento è stato introdotto per la prima volta in una legge di carattere generale per la protezione dell'ambiente (*National Environmental Policy Act* del 1970), in cui alla luce dell'interesse politico e normativo alla tutela ambientale è stato previsto l'obbligo di conformarvi l'azione delle strutture pubbliche federali, imponendo ai promotori dei grandi progetti di tenere esplicitamente conto delle loro conseguenze sull'ambiente. In particolare la VIA aveva come contenuto la valutazione e la previsione degli effetti, la misura della loro importanza, della durata e dell'ampiezza, nonché la stima dell'accettabilità ambientale, sociale ed economica ⁽¹⁴⁾. Può essere interessante

14

() Le definizioni delle procedure per la valutazione del danno ambientale sono numerose:
- Analisi di impatto ambientale (EIA- Environmental Impact Assessment);
- Dichiarazione di impatto ambientale (EIS- Environmental Impact Statement);
- Verifica degli effetti ambientali (VEA)
- Valutazione di impatto ambientale (VIA)
- Rapporto di impatto ambientale (RIA)

ricordare che di VIA si è cominciato a discutere proprio nel periodo in cui si evidenziavano i limiti dell'analisi Costi-Benefici nelle analisi ambientali, modello dominante fino allora per il supporto delle decisioni pubbliche di lungo periodo. La compatibilità ambientale vagliata attraverso questo nuovo strumento, è divenuta dunque anche un'occasione per la ridiscussione degli approcci analitici da utilizzare per la valutazione della convenienza degli investimenti di lungo periodo.

Numerose sono state le esperienze che si sono susseguite nei Paesi europei, in particolare in Francia e in Gran Bretagna, con criteri profondamente differenziati dalla definizione dei campi di applicazione della procedura, ai soggetti obbligati, alle autorità competenti a gestirla, alle modalità di partecipazione delle popolazioni interessate, nonché agli approcci analitici adottati (Greco, 1989). Nell'Unione Europea è tuttora assente una definizione unitaria e condivisa della procedura, anche se con la dir. 337 del 1985, di cui parleremo successivamente, si è cercato di fornire un quadro omogeneo di intervento nei Paesi membri.

2.4.2 La definizione di impatto ambientale

Per affrontare più approfonditamente la procedura della VIA è necessario definire il concetto di *impatto ambientale*. Nell'accezione corrente il termine impatto viene infatti impiegato per descrivere alcuni fenomeni naturali (ad esempio l'impatto di una piena), mentre nell'ambito della VIA l'impatto è soltanto la conseguenza di "interferenze prodotte da una sorgente iniziale, che attraverso catene di eventi più o meno complesse generano pressioni su bersagli ambientali significativi potenzialmente in grado di alterarli" (Malcevschi, 1991). In base a questa definizione l'impatto è descrivibile attraverso i seguenti elementi:

- *le sorgenti di impatto* sono gli interventi di origine antropica suscettibili di produrre effetti significativi nell'ambiente in cui si inseriscono;
- *le azioni elementari* si riferiscono agli elementi delle singole fasi dell'intervento (costruzione, esercizio e funzionamento, smantellamento) che generano interferenze sull'ambiente. In particolare *le interferenze dirette* sono le alterazioni dell'intervento nella fase iniziale;
- *i bersagli ambientali* sono rappresentati dagli elementi dell'ambiente che possono essere alterati dall'intervento. Si possono distinguere i bersagli primari da quelli secondari; i primi sono raggiunti fisicamente dalle interferenze prodotte dall'intervento, mentre quelli secondari sono o fisicamente individuabili (ad esempio gli ecosistemi lontani) o riguardano alterazioni delle attività antropiche o del contesto socioeconomico;
- *la pressione ambientale* è infine il livello di interferenza di un bersaglio ambientale in rapporto all'intervento. Non è necessario che la pressione si traduca in un'alterazione del bersaglio; ciò che conta è che la pressione sia in grado potenzialmente di produrre l'impatto.

-
- Bilancio di impatto ambientale (BIA)
 - Studio di impatto ambientale (SIA).

Importanti sono anche alcune distinzioni degli impatti, in quanto danno origine a valutazioni differenti. In primo luogo si possono individuare gli impatti negativi e quelli positivi; i primi sono quelli a cui attraverso il processo di valutazione si riconoscono aspetti di indesiderabilità, mentre quelli positivi sono più accettabili rispetto alla situazione preesistente. Al concetto di impatto negativo è spesso associato il termine di *danno ambientale*, che esprime la valutazione economica dell'impatto.

L'impatto ambientale può essere inoltre classificato in diretto e indiretto, a seconda che le componenti ambientali siano perturbate da trasformazioni dirette o da eventi successivi nel tempo o nello spazio. In questa direzione si possono distinguere impatti a lungo, a medio e a breve termine, reversibili o irreversibili, che si evidenziano soltanto su alcune componenti ambientali e quelli cumulativi.

Occorre sottolineare che alcuni termini vengono talora assunti come sinonimi del concetto di impatto. Per gli effetti sull'ambiente che non possono essere previsti con sufficiente livello di sicurezza, ma solo in termini potenziali, è più corretta la definizione di *rischio ambientale*. Inoltre l'impatto ambientale non deve essere confuso con l'*inquinamento ambientale*, che definisce una condizione negativa rispetto alla situazione ottimale (ad esempio l'inquinamento dei fiumi).

Un altro termine strettamente collegato alla VIA e fonte spesso di equivoci, è quello di *giudizio di impatto ambientale*, che assume un significato soprattutto amministrativo e si riferisce all'accettazione o meno di quanto è stato valutato. Il giudizio fa riferimento ai limiti di compatibilità, che a loro volta implicheranno decisioni in merito all'accettabilità o meno dell'intervento in esame.

2.4.3 La VIA nel quadro comunitario

Come già è stato avanzato, con la dir. 337 del 1985 la Comunità ha imposto agli Stati Membri di emanare, entro un triennio, disposizioni legislative sull'impatto ambientale ispirate a principi uniformi. L'introduzione della valutazione di impatto ambientale doveva essere strutturata in modo tale da:

- a) rappresentare uno strumento per l'omogeneizzazione ed il coordinamento degli interventi in materia ambientale;
- b) consentire la conoscenza e l'informazione, favorendo la partecipazione alla fase decisionale dei diversi attori, spesso portatori di interessi contrapposti;
- c) fornire ai *decision makers* un quadro conoscitivo dello *status quo*, delle esternalità negative e positive prodotte da alcuni interventi attuati da soggetti pubblici e privati nei singoli territori, nonché costruire un quadro di riferimento per valutare le implicazioni delle possibili azioni alternative, da individuare prima che le decisioni stesse vengano assunte.

La direttiva ha introdotto una differenziazione delle opere in tre grandi gruppi, per i quali sono state previste differenti procedure di valutazione (completa o semplificata). Esclusi dall'obbligo della VIA sono stati i progetti destinati a scopi di difesa nazionale e quelli adottati nei dettagli mediante una legge specifica nazionale.

Il primo gruppo comprende le opere che per le loro peculiarità possono essere all'origine di impatti rilevanti in qualunque circostanza, indipendentemente dalla loro

localizzazione o dalle loro dimensioni; esse devono essere assoggettate alla valutazione attraverso la procedura completa, salvo alcune eccezioni che devono essere autorizzate dalla Commissione.

Il secondo gruppo comprende le opere che possono avere un impatto rilevante solo in alcune condizioni, quando cioè raggiungano o determinate dimensioni o determinati livelli di impatto. La decisione di sottoporre o meno alla valutazione queste opere è stata demandata alle Autorità competenti dei singoli Paesi, che dovevano definirne i criteri di selezione, nonché optare per una valutazione completa o semplificata. Le informazioni sui criteri adottati e sulle soglie-limite individuate dovevano essere trasmesse alla Commissione.

Infine il terzo gruppo di opere comprende le opere per le quali a priori non è stato previsto un impatto ambientale significativo. La procedura VIA non sarebbe dunque necessaria, ad eccezione degli interventi effettuati in sistemi territoriali ed ambientali particolarmente vulnerabili, ma anche l'individuazione di tale condizione era demandata alle Autorità competenti degli Stati membri.

Come si può vedere, il contenuto della VIA nella Comunità è risultato notevolmente meno ampio rispetto all'esperienza americana, ma anche ai risultati degli studi preliminari avviati dalla Commissione che prendevano in considerazione un'ampia gamma di interventi (ad esempio i piani territoriali ed urbanistici, i progetti di disboscamento, i nuovi prodotti introdotti sul mercato). La stesura definitiva della direttiva non ha consentito così di cogliere le potenzialità innovative dello strumento, restringendone il campo di applicazione soltanto alla fase finale del processo decisionale di un'opera, mentre avrebbe potuto essere rivolta più complessivamente al territorio.

Fra gli elementi che nel testo finale della direttiva sono venuti a cadere, alcuni rivestono un particolare rilievo nel giudizio di impatto ambientale. In particolare si tratta di:

- la valutazione degli effetti socioeconomici indotti direttamente o indirettamente dalla realizzazione dell'intervento;
- le indicazioni che prevedevano l'esame e la valutazione delle alternative, compresa l'ipotesi di non fare il progetto;
- la richiesta di una valutazione di compatibilità con la normativa ambientale ed i piani territoriali operanti nell'area oggetto di intervento;
- il monitoraggio delle condizioni imposte dalla VIA, durante e dopo la realizzazione dell'opera.

Il testo definitivo della direttiva ha semplicemente rinviato agli Stati Membri il compito di ampliarne e rafforzarne l'articolazione e l'efficacia a livello nazionale, ma vedremo nel prossimo paragrafo come a fronte di questi limiti, le modalità di attuazione in Italia sono ancora più limitative.

Negli ultimi anni il quadro di riferimento comunitario concernente la procedura di valutazione di impatto ambientale ha subito alcuni mutamenti significativi, mentre altre misure sono ancora in fase di discussione. I principali elementi di novità si possono trovare nella definitiva approvazione nel 1966 della direttiva contro la prevenzione e la riduzione integrata dell'inquinamento (IPPC). Questo provvedimento tende ad instaurare un approccio integrato nella procedura di autorizzazione all'esercizio per un'ampia gamma di impianti industriali, dando risposta all'esigenza di conseguire un elevato livello di protezione dell'ambiente.

Numerose sono le affinità con le procedure della VIA sia nei contenuti della domanda, sia nella procedura.

Inoltre a livello comunitario giacciono anche alcune proposte per migliorare la dir. 337 del 1985. In particolare si tratta di: a) ampliamento della gamma dei progetti che comportano una valutazione obbligatoria dell'impatto ambientale (primo elenco); b) fissazione dei criteri per i progetti del secondo elenco, imponendo l'obbligo agli Stati membri di fissare le soglie quantitative; c) collegamento della VIA con la direttiva IPPC prevedendo che per i nuovi progetti, rientranti nel campo di applicazione delle due direttive, sia sufficiente un'unica procedura nell'ambito della procedura VIA.

Nulla viene però ancora avanzato in rapporto alla possibilità di introdurre tasse o cauzioni ambientali a carico del proponente della procedura di VIA. Ciò potrebbe essere molto utile date le difficoltà tecniche e l'onerosità del controllo dei danni da prevenire nella fase di gestione di un progetto, ma soprattutto troverebbe un riferimento certo ed esaustivo nell'ingente mole delle informazioni di base necessarie per la procedura.

L'opportunità di introdurre questi strumenti parte da alcune considerazioni (Scarpa, 1993). Nella procedura di VIA una volta effettuate le verifiche degli *standard* ambientali da parte dell'autorità pubblica competente, la collettività si addossa il rischio dei possibili danni futuri con probabilità di verificarsi superiore a zero, mentre il rischio è a costo zero per il proponente, di cui si assume il principio di presunzione di innocenza. Con la cauzione ambientale si ribalta questo principio e si adotta a salvaguardia della collettività ed in via cautelativa, il principio di "presunta colpevolezza" (Costanza, Perrings, 1990); l'onere del rischio rimane dunque a carico del proponente che è tenuto non solo a soddisfare le prescrizioni derivanti dai dati tecnici e scientifici della VIA, ma anche a pagare una somma in deposito (la cauzione ambientale) determinata sequenzialmente in base allo scenario peggiore ⁽¹⁵⁾.

In quest'ottica le cauzioni ambientali risulterebbero analoghe ai premi assicurativi imposti dalla collettività per assumere il rischio di possibili danni in relazione o alle conseguenze negative di un evento o alla mancata applicazione di interventi di salvaguardia. Il proponente dovrebbe produrre all'autorità pubblica le informazioni necessarie per individuare l'entità della cauzione, che dovrebbe essere calcolata in base allo scenario peggiore. Una tassa di questo tipo potrebbe esplicare numerose funzioni; in particolare potrebbe incentivare il proponente ad applicare le innovazioni tecnologiche in grado di diminuire o cancellare i rischi di eventi indesiderabili, oltre ad assicurare la collettività rispetto alla porzione residua e irrinunciabile di danno.

2.4.4 La normativa italiana

15

() Lo scenario peggiore non deve essere confuso con quello catastrofico, in cui l'accadimento provoca un danno non compensabile con la cauzione.

L'introduzione della procedura di impatto in Italia si è collocata in un contesto di difficoltà e di confusione nei processi decisionali pubblici in tema ambientale, in particolare sotto un profilo amministrativo. Ciò ha comportato notevoli problemi tenuto conto che l'attuazione della VIA - procedura che funziona soltanto con un approccio interdisciplinare e multisettoriale - incontra le maggiori difficoltà dove più rilevanti sono i problemi di coordinamento, di frammentazione e di sovrapposizione di competenze fra i diversi livelli di governo. A questo proposito non è stata nemmeno sufficiente l'istituzione del Ministero dell'Ambiente nel 1986, con obiettivo di riorganizzare l'assetto istituzionale ed amministrativo preesistente al fine di costruire un punto unitario di indirizzo e di coordinamento per gli enti decentrati. Soprattutto nella prima fase l'avvio concreto dei processi di coordinamento ha incontrato notevoli difficoltà; le cause non sono soltanto attribuibili agli aspetti di negoziazione politica inerenti il nuovo dicastero, alla luce dello spostamento di funzioni prima attribuite ad altri, ma soprattutto alla caotica distribuzione istituzionale di competenze fra Stato, Regioni ed Enti locali ⁽¹⁶⁾.

Nella legge istitutiva del Ministero dell'Ambiente (art 6) si è fornita una prima, ma provvisoria risposta alla direttiva comunitaria, in quanto sono state previste una procedura di massima e le indicazioni generali per la compilazione degli studi della VIA, rimandando alle successive norme il recepimento più specifico delle disposizioni comunitarie. L'attuazione più puntuale si è realizzata nel 1988 con due DPCM (Decreti del Presidente del Consiglio dei Ministri) del luglio (n. 377) ⁽¹⁷⁾ e del dicembre (senza numero), attraverso i quali si è introdotta una procedura ridotta che va sotto il nome di compatibilità ambientale.

L'individuazione delle opere da sottoporre a valutazione è stata particolarmente laboriosa in quanto due tendenze opposte si sono scontrate: da un lato vi è stata una posizione garantista che mirava ad inserire, oltre le opere del primo gruppo della

¹⁶() Basti ricordare che il DPR 616 del 1977, più volte menzionato, ha previsto il processo di decentramento delle funzioni amministrative alle Regioni in materia di difesa del suolo e di tutela ambientale. Tuttavia le più importanti leggi sull'ambiente, fra le quali quella del risanamento delle acque (l. 319 del 1976) e la legge Galasso del 1985, prevedono uno spostamento di competenze e di risorse soprattutto ai Comuni, che risultano gravati di notevoli competenze (in materia urbanistica, di tutela delle acque, di gestione di territorio), ma spesso in grado di adempiere con efficienza a causa delle loro dimensioni o troppo ridotte o troppo ampie (le città metropolitane). Allo stesso tempo non è mai stato chiarito il ruolo istituzionale delle Province in tema ambientale, che ha ondeggiato tra le funzioni di polizia e di controllo e quelle di coordinamento intermedio.

¹⁷() La procedura tecnica di presentazione della VIA è contenuta nel DPCM 377 del 1988 che fissa le norme tecniche per la sua compilazione, le modalità ed i vincoli per la dichiarazione di compatibilità e di incompatibilità, nonché la documentazione da presentare dal committente. L'istruttoria VIA deve essere inviata al Ministero dell'Ambiente, al Ministero dei Beni Culturali ed alla Regione territorialmente interessata, depositandone una copia presso l'ufficio regionale competente. Entro 90 giorni il Ministero dell'Ambiente è tenuto a dichiararne la compatibilità o l'incompatibilità; ciò avviene attraverso una Commissione appositamente costituita con un giudizio a carattere definitivo. La dichiarazione del Ministero dei Beni Culturali è necessaria quando le opere sono localizzate in zone soggette a tutela paesaggistica ai sensi della legge Galasso.

direttiva comunitaria, anche quelle più rilevanti del secondo elenco; dall'altro si è contrapposta una posizione più realista che riteneva necessario ridurre l'elenco delle opere limitandole a quelle della prima lista, al fine di rendere meno difficoltoso l'inserimento del nuovo strumento nell'esperienza italiana. Come è logico attendersi, di fronte alle difficoltà prima accennate ha prevalso la seconda posizione; in Italia attualmente sono assoggettate all'obbligo della procedura di compatibilità soltanto le grandi opere. Si tratta di: 1) raffinerie di petrolio e impianti di gassificazione e liquefazione del carbone; 2) centrali termiche e impianti di combustione superiore ai 300 megawatt, 3) impianti destinati allo smaltimento dei residui radioattivi, 4) acciaierie integrate, 5) impianti che lavorano l'amianto; 6) impianti chimici integrati, 7) autostrade, tronchi ferroviari e aeroporti; 8) porti; 9) impianti di eliminazione dei rifiuti tossici e nocivi, 10) dighe (non comprese nell'elenco comunitario).

Nulla è stato indicato dunque per le opere della seconda lista (del resto facoltativa) che comprendono numerosi interventi, fra i quali di notevole rilievo sono quelli relativi all'agricoltura e all'industria di trasformazione alimentare. In particolare nella direttiva comunitaria sono compresi i progetti di ricomposizione fondiaria (estremamente necessari in Italia dove manca una seria pianificazione territoriale), di idraulica agricola, di primo rimboschimento (qualora rischino di provocare trasformazioni ecologiche negative) e di dissodamento per la conversione di altro tipo di sfruttamento del suolo, di nuove destinazioni delle terre incolte, nonché gli impianti destinati agli allevamenti suinicoli, avicoli e di piscicoltura di particolari specie. Inoltre non si è proceduto all'individuazione di soglie quantitative al di sopra delle quali la valutazione diventa obbligatoria e dei territori particolarmente fragili da un punto di vista ambientale. Ciò è particolarmente rilevante proprio nelle aree montane, in cui la funzione ambientale riveste un ruolo fondamentale e può essere seriamente minacciata dall'intervento dell'uomo.

In sintesi in Italia, in un panorama di assoluta novità procedurale e quindi di scarsa confidenza con le tecniche della VIA da parte di progettisti e della Pubblica Amministrazione, la scelta di privilegiare l'applicazione della procedura soltanto alle grandi opere, ha avuto come conseguenza una focalizzazione dell'oggetto dell'analisi ai soli aspetti strettamente ambientali, tralasciando gli aspetti economici e toccandoli eventualmente soltanto per quanto concerne:

- a) gli aspetti che consentono di pervenire alla selezione dell'alternativa tecnica finanziariamente più efficiente;
- b) gli aspetti di analisi della domanda e dell'offerta all'interno del quadro di riferimento programmatico.

In particolare, ancora più ridotto rispetto alla direttiva comunitaria in cui l'ambiente sembra essere inteso nell'accezione più ampia, è lo spazio assegnato alle valutazioni economiche, dato che i decreti di attuazione escludono completamente la valutazione del contesto socio-economico. Alcuni provvedimenti successivi ⁽¹⁸⁾ ed

¹⁸() Si tratta delle direttive CIPE del 12.5.88 che prevedono esplicitamente l'analisi economica degli impatti per il finanziamento di alcune opere di disinquinamento delle acque e di smaltimento dei rifiuti. In particolare viene specificato che l'obiettivo delle analisi è rappresentato dalle "variazioni di benessere, cioè la misura di quegli effetti reali di rilievo socio-economico in rapporto alla specifica funzione svolta dalla risorsa ambientale". Uno spazio ulteriore per l'analisi economica viene previsto dalla l. 183 del 1989, indirizzata al riassetto organizzativo e funzionale della difesa del suolo, attraverso i Piani di bacino; al loro

un'interpretazione più ampia di alcuni articoli dei decreti ⁽¹⁹⁾ sembrano però consentire ora la possibilità di comprendere queste valutazioni negli studi di impatto ambientale.

Anche in Italia negli ultimi anni la normativa nazionale concernente la procedura della VIA ha subito alcuni mutamenti significativi; i principali elementi di novità sono contenuti nel DPR 12/4/1996, che assicura il pieno recepimento della dir. 337 del 1985, anche se ciò avviene con molto ritardo.

Va tuttavia sottolineato che la carenza di una legislazione unitaria e completa per la VIA ha spinto alcune Regioni a dotarsi di una propria normativa, sviluppata prendendo direttamente spunto dalle indicazioni comunitarie. Alla luce delle loro competenze le Regioni risultano infatti fortemente chiamate in causa dall'interdisciplinarietà della procedura di VIA che va toccare tutti gli ambiti dei loro interventi. Le esperienze autonome regionali in tema di VIA non sono numerose; si tratta del Veneto, della Provincia di Trento, dell'Abruzzo, del Friuli Venezia-Giulia, della Valle d'Aosta, della Provincia di Bolzano e della Liguria (Canali, Aimi, 1997). Per di più al loro interno le differenziazioni sono abbastanza marcate. Ad esempio la normativa dell'Abruzzo, che colloca questa regione in posizione intermedia fra quelle che hanno una propria disciplina in materia di VIA e quelle che seguono invece la normativa nazionale, non è entrata nel dettaglio circa le modalità con cui devono essere svolte le varie fasi della procedura, ma si è limitata a precisare i compiti delle varie figure amministrative regionali nell'*iter* burocratico; in altre parole si fa totale riferimento alla normativa nazionale per i comportamenti del committente e delle istituzioni pubbliche nella realizzazione del progetto. Il Veneto invece ha introdotto la VIA in un provvedimento destinato alla protezione dell'ambiente, anche se la valutazione di impatto ambientale non viene affrontata in modo dettagliato, ma soltanto inserita all'interno di una serie di iniziative volte alla conservazione del patrimonio ambientale regionale. Altre Regioni stanno elaborando disegni di legge in materia, quali l'Emilia Romagna ed il Friuli Venezia-Giulia, che prevede un regolamento di esecuzione delle tipologie di impianti e di progetti da sottoporre a VIA (con relative soglie).

2.4.5 L'approccio metodologico allo Studio di Impatto Ambientale

La concreta attuazione della procedura della VIA si articola in alcune fasi:

- l'elaborazione da parte del proponente dell'opera di uno Studio di Impatto Ambientale;

interno deve essere inserita anche "la valutazione preventiva del rapporto costi-benefici, dell'impatto ambientale e delle risorse finanziarie per i principali interventi previsti".

¹⁹

(^o) L'interpretazione più estensiva riguarda l'art. 3 del DPCM 27.12.1988, in base alla quale si potrebbe far rientrare la valutazione degli impatti socio-economici all'interno delle analisi del quadro di riferimento programmatico, mentre nell'ambito dell'analisi del quadro progettuale (art. 4) è espressamente richiesta per "le opere pubbliche o a rilevanza pubblica" l'illustrazione dei "risultati dell'analisi economica di costi e benefici, ove richiesta della normativa vigente" (ad esempio FIO).

- la verifica da parte dell'autorità competente dell'attendibilità dello studio e la consultazione della popolazione coinvolta per esprimere una Valutazione di Impatto ambientale ⁽²⁰⁾;

- l'elaborazione e la pubblicizzazione del Bilancio di Impatto ambientale (BIA) da parte dell'autorità competente, che deve comprendere una descrizione del progetto proposto e dell'ambiente nell'area coinvolta, i potenziali impatti significativi, le alternative e/o le misure di mitigazione considerate, nonché la documentazione delle commissioni competenti e delle contestazioni emerse nella fase di consultazione pubblica.

Sotto un profilo metodologico, soprattutto la predisposizione dello Studio di Impatto Ambientale implica la necessità di un ulteriore approfondimento. In particolare questo studio deve essere formulato attraverso alcune fasi:

1) *Selezione dei progetti da sottoporre alla valutazione di impatto ambientale.* Questa prima fase trova nella normativa comunitaria o nazionale il suo principale punto di riferimento. Come abbiamo visto, i progetti devono essere vagliati in base alle liste positive e negative, a seconda cioè dell'obbligatorietà o meno delle procedure di valutazione. Un altro criterio di selezione è rappresentato dalle soglie quantitative, al di sopra delle quali i progetti vanno sottoposti a valutazione. Il terzo criterio di selezione è quello dell'inserimento dell'opera nelle aree sensibili. L'esito finale della selezione implica l'adozione della procedura più appropriata (completa o semplificata).

2) *Individuazione delle alternative e dell'ambito di analisi.* In questa fase si procede alla caratterizzazione del progetto dato che gli impatti dipendono dalle specificità dirette o indirette dell'opera, nonché del territorio in cui si colloca. A questo fine occorre procedere a:

a) *la definizione delle alternative*, che possono essere le più differenziate:

- alternative che comportano interventi sul lato della domanda o nella risposta alla domanda stessa (esempio trasporto su strada o rotaia ecc);

- *alternative di processo* fra cui rientrano le scelte tecnologiche per la mitigazione degli impatti e quelle inerenti le risorse utilizzate. La scelta deve essere effettuata fra le *migliori tecnologie disponibili* o meglio quelle *praticamente disponibili*; inoltre i processi considerati devono rispondere ai requisiti di utilizzo di energie pulite, che minimizzano cioè l'impiego delle risorse e la produzione di residui liquidi, solidi e gassosi;

- *alternative di sito.* Questo aspetto viene spesso trascurato o considerato per ultimo; ciò può essere corretto soltanto in una prima approssimazione dato che la VIA deve comunque perseguire la riduzione delle interferenze, indipendentemente dal territorio in cui il progetto si colloca. In realtà si tratta di un elemento importante per il risultato finale soprattutto nelle aree più fragili da un punto di vista ambientale, anche se spesso si tende ad aggirare questo aspetto prevedendo l'ubicazione dell'opera in un'area remota rispetto alla

20

() Qualunque cittadino può presentare istanza, osservazioni o pareri sull'opera soggetta a valutazione. Per questo è necessario provvedere alla tempestiva pubblicazione sulla stampa di un annuncio sull'avvio della procedura e, ai fini della consultazione da parte del pubblico, il deposito del progetto e dello studio di impatto presso il competente ufficio della regione.

concentrazione della popolazione e delle attività economiche ed ignorando le esigenze di equità sociale;

- *alternativa di non fare*. Come abbiamo visto questa possibilità non è stata compresa nella normativa comunitaria e nazionale, ma dovrebbe essere attentamente valutata di fronte ad opere il cui livello di interferenza con l'ambiente è elevato;

b) *le categorie di impatto da stimare* che dipendono non solo dalla qualità della progettazione e della costruzione, ma anche e soprattutto dalla sua gestione nel tempo;

d) *il contesto istituzionale, normativo, sociale e culturale* del territorio in cui il progetto è localizzato. La minimizzazione degli impatti ambientali e la sicurezza delle opere dipendono in larga misura dall'adeguatezza dei profili istituzionali, dalla efficacia delle norme tecniche ed ambientali, dalla chiara assegnazione di compiti e responsabilità alle autorità competenti, dall'efficienza dei controlli pubblici, nonché dal livello di consapevolezza diffusa dei problemi ambientali.

La fase di individuazione delle alternative e dell'ambito di analisi deve estrinsecarsi in un programma di massima ed in un progetto esecutivo. In altre parole il progetto deve essere caratterizzato in maniera compiuta in tutti gli elementi funzionali e costruttivi e specificato per tutte le fasi temporali, gli stadi e le azioni. In Italia l'interpretazione (spesso non univoca) dei decreti del 1988 sembra indicare che è sufficiente soltanto la presentazione di un progetto di massima o meglio che il grado di approfondimento progettuale richiesto varia a seconda delle opere. In alcuni casi è prevista una descrizione dettagliata, in altri è sufficiente un'impostazione delle caratteristiche generali dell'opera. In realtà la normativa italiana riflette la difficoltà di trovare un ampio consenso sulla definizione dei requisiti di un progetto di massima, sia a livello generale, sia in riferimento alle singole categorie di opere.

3) *Individuazione dei possibili impatti*. Le categorie di impatti da considerare sono quelli che emergono nelle norme che regolano la VIA, nonché quelli più significativi che risultano dal quadro progettuale dell'intervento specifico. Nel primo caso, come previsto dalla normativa comunitaria, le interferenze sono quelle relative a: a) l'uomo, la fauna, la flora, b) il suolo, l'acqua, l'aria, il clima, il paesaggio, c) le interazioni tra i precedenti fattori, d) i beni materiali ed il patrimonio culturale. Nel secondo caso - l'analisi delle interferenze dell'intervento specifico - è necessario descrivere, con riferimento all'ambito territoriale, le componenti ed i fattori ambientali potenzialmente interessati dal progetto direttamente o indirettamente, ponendo in evidenza gli eventuali punti critici. Ogni componente va individuata, descritta e analizzata, prima e dopo il progetto.

La fase dell'individuazione degli impatti si svolge con l'ausilio di alcune metodologie:

- *Le liste di controllo (check lists)* che rappresentano uno strumento indispensabile per evitare di dimenticare componenti ambientali importanti. La letteratura internazionale fornisce un'ampia scelta di liste per un ampio numero di progetti da assoggettare al controllo ⁽²¹⁾. Un percorso razionale ed efficiente

21

(21) Una lista di controllo molto nota è quella di Battelle, in cui si elencano 78 componenti ambientali la cui importanza è definita da un valore numerico e che sono suddivisi in 4 gruppi: fattori ecologici, estetici, fisico-chimici, umani e sociali. Il procedimento passa

può essere quello di partire dalle liste già predisposte, per poi procedere al loro adeguamento alla realtà presa in considerazione.

- *Le matrici* che si ottengono dall'unione di due liste di controllo. In questo modo è possibile considerare nei vari punti di incrocio il risultato (l'impatto) di un'azione progettuale su di una determinata componente ambientale. Le informazioni inserite nelle matrici possono sia essere sia qualitative sia quantitative, ma possono anche essere ponderate. In quest'ultimo caso la costruzione della matrice può essere esaustiva dell'intera procedura di valutazione ambientale, cioè delle fasi che saranno descritte successivamente, divenendo il momento più delicato ed importante di tutta la procedura, in quanto dalla corretta definizione dei valori attribuiti a ciascun impatto e quindi a ciascun aspetto ambientale dipende la concreta esecuzione del progetto. Anche per le matrici vale quanto già detto per le liste di controllo, cioè che a partire dalle matrici reperibili nella letteratura (²²) è opportuno procedere alla costruzione di matrici specifiche. In particolare poiché le matrici semplici possono non essere sufficienti in quanto individuano soltanto in prima approssimazione le tipologie di impatto, possono essere costruite ulteriori matrici più approfondite per i singoli aspetti ambientali, con uno o più livelli successivi.

- *I networks o le reti di interazione*. Questi metodi consentono di sviluppare dinamicamente, per passaggi successivi e per interferenze, il processo di individuazione degli impatti. In pratica si tratta di reti grafiche che mettono in relazione i diversi nodi del problema; nella loro costruzione si possono mettere in evidenza e modellizzare i passaggi logici (reti logiche) oppure i vari passaggi spazio-temporali (reti sequenziali) dalla linea di impatto considerato.

4) *Stima degli impatti*. Gli impatti devono essere stimati quantitativamente, anche se la quantificazione deve essere perseguita soltanto fino al punto in cui essa sia significativa o comunque non presenti elevati livelli di incertezza; se ciò non fosse, è più opportuno limitare l'inserimento degli impatti soltanto sotto un profilo qualitativo. Prima della quantificazione è necessario procedere alla definizione degli indicatori, con le relative unità di misura; la scelta degli indicatori rappresenta un momento difficile e complesso, in quanto essi devono essere effettivamente rappresentativi dell'alterazione prodotta nella qualità delle componenti e dei fattori

attraverso le seguenti fasi: a) stima delle alterazioni per ciascuno dei 78 parametri, b) trasformazione degli effetti in una scala comune, da 0 a 1; c) ponderazione degli effetti relativi a ciascuna componente ambientale attraverso il prodotto dell'alterazione per il peso attribuito a ciascun parametro; d) definizione dell'impatto ambientale complessivo, ottenuto come sommatoria dei risultati di ciascuna componente considerata. Questo metodo ha non pochi limiti, in quanto vi non si tiene conto degli impatti indiretti e della durata nel tempo. L'aspetto più significativo è invece quello che si possono tenere presenti le preferenze sociali, attraverso la ponderazione dei parametri.

22

() Fra le matrici vi è quella proposta da Leopold, in cui si prevedono 100 azioni in riferimento ad 88 componenti ambientali. Ne risultano 8800 interazioni, che possono essere ponderate con una scala da 1 a 10. Il prodotto del valore dell'impatto per il peso attribuito offre la dimensione dell'azione prevista su ogni componente ambientale, mentre la somma totale esprime l'impatto complessivo di un progetto.

ambientali a cui si riferiscono. La scelta può ricadere su una o più variabili, in quanto il loro numero deve dipendere dalla loro capacità esplicativa.

Successivamente è necessario procedere alla stima degli indicatori nella situazione preesistente al progetto per valutare l'evoluzione delle componenti e dei fattori ambientali in assenza dell'intervento proposto, per poi confrontarli con quelli risultanti in base al progetto stesso.

5) *Analisi dei rischi accidentali*. In questa fase devono essere analizzati i rischi di impatto che derivano nella fase di gestione dell'impianto.

6) *Individuazione delle misure di mitigazione* per la riduzione degli impatti residui.

7) *Valutazione degli impatti*. Dall'esperienza maturata in campo della VIA emergono due tendenze opposte. Nella prima il procedimento viene portato avanti fino alla stima e alla descrizione degli impatti, senza tentare una valutazione degli stessi né singolarmente né complessivamente; in questo modo lo studio di impatto risulta però di difficile utilizzazione da parte dell'autorità pubblica, deputata al giudizio finale. Nella seconda viene data enfasi alla fase di valutazione, ai metodi impiegati (anche di tipo aggregato) ed ai risultati ottenuti, anche se si rischia spesso di perdere buona parte delle informazioni prodotte, data la difficoltà di trovare metodologie di ordinamento delle valutazioni. Il modo migliore di procedere sarebbe quello in cui nell'elaborazione dello studio di impatto ambientale si rispetti la "verticalità" delle fasi prima indicate, raggiungendo di volta in volta esaustivamente gli obiettivi indicati.

Se comunque si procede alla fase della valutazione, i problemi che si pongono sono numerosi e riguardano la decisione se operare separatamente per categoria di impatto o per gruppi di impatti o in modo aggregato, nonché quale debba essere l'attribuzione di pesi rappresentativi dell'importanza relativa dei diversi elementi e delle componenti ambientali. Le metodologie impiegabili in questa fase sono di tipo non monetario e consentono di accettare un progetto o di formulare una graduatoria dei progetti esaminati, attraverso il confronto del comportamento di ciascuno nei riguardi dei diversi aspetti ambientali. Si tratta dunque di tecniche basate sul criterio dell'efficienza tecnica di Pareto, in base al quale un progetto è giudicato inefficiente se ne esiste un altro in grado di realizzare per ognuno degli obiettivi considerati, un risultato migliore o almeno non peggiore. Inoltre poiché si rinuncia a misurare nelle medesime unità di misura i diversi indicatori ambientali, ognuno dei quali diventa un obiettivo a se stante nella definizione della relativa qualità ambientale, le metodologie appartengono al vasto campo delle analisi multicriteri o multiobiettivi. Nelle matrici ambientali si può anche procedere alla ponderazione dei fattori ambientali compromessi durante l'esecuzione dei progetti, ponderazione che dovrebbe tenere conto delle preferenze collettive in tema di ambiente, ma in realtà ciò viene in genere demandato alle autorità pubbliche competenti.

Ma nella formulazione finale dell'accettabilità o meno di un determinato progetto, utile e necessario dovrebbe essere il perseguimento di una certa complementarità con le metodologie monetarie, nel senso che gli aspetti economici e sociali indotti da un determinato progetto dovrebbero essere valutati anche attraverso l'analisi Costi/Benefici. Ciò consentirebbe sia di valutare la convenienza economica, sia gli effetti prevalenti sotto un profilo ambientale, utilizzando più criteri di valutazione, ognuno con i suoi ambiti di riferimento. Questo percorso consentirebbe ai decisori

pubblici di decidere razionalmente gli investimenti di lungo periodo, con una più equa distribuzione dei vantaggi e degli svantaggi nel tempo e nello spazio.

Bibliografia

- Bishop R.C., Hemnberlein T. A. (1979), "Measuring Value of Extramarket Goods: are Indirect Measured Biased", *American Journal of Agricultural Economics*, n. 61 (5).
- Bishop R. C. (1982), "Option value: an Exposition and Extension", *Land Economics*, n. 58.
- Bresso M., Russo R., Zeppetella A. (1985), *Analisi dei progetti e Valutazione d'Impatto Ambientale. Aspetti economici-territoriali*, Franco Angeli, Milano.
- Bresso M. (1993), *Per un'economia ecologica*, NIS, Roma.
- Brookshire D., Coursey E. (1987), "Measuring the Value of a Public Good: an Empirical Comparison of Elicitation Procedures", *American Economic Review*, n. 4.
- Canali G., Aimi M. (1997), "Un'analisi comparata delle normative regionali sulla valutazione di Impatto Ambientale", *Genio Rurale*, n. 1.
- Cesario F. (1976), "Value of Time in Recreation Studies", *Land Economics*, n. 52.
- Clawson M. (1959), "Methods of Measuring the Demand and Value of Outdoor Recreation", *Resources for the Future*, Washington.
- Clawson M., Knetsch J. L. (1966), *Economics of Outdoor Recreation*, Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Costanza R., Perrings C. H. (1990), "A Flexible Assurance Bonding System for Improved Environmental Management", *Ecological Economics*, n. 2.
- Dasgupta A. K., Pearce D. W. (1972), *Analisi costi e benefici*, ISEDI.
- Dasgupta A. K., Marglin S., Sen P. (1972), *Guidelines for Project Evaluation*, UNIDO, New York.
- Hotelling H. (1949), *An Economic Study for the Monetary Evaluation of Recreation in the National Parks*, National Park Service, USDI.
- Knetsch J. (1963), "Outdoor Recreation Demands and Benefits", *Land Economics*, n. 39.
- Gerelli E., Panella, Cellerino R. (1984), *Valutazione di impatto ambientale e calcolo economico*, Franco Angeli, Milano.
- Greco N. (1989), *La VIA in Italia ed altrove*.
- Krutilla J. V. (1967), "Conservation Reconsidered", *American Economic Review*, n. 57.
- Kula E. (1988), *The Economics of Forestry: Modern Theory and Practice*, Croom Helm, Londra.
- Malcevschi S. (1991), *Qualità ed impatto ambientale. Teoria e strumenti della Valutazione di Impatto*, ETASLIBRI.
- Marinelli A, Romano D. (1993), "Le valutazioni economiche nelle procedure di VIA", *Genio rurale*, n. 12.
- Merlo M. (1982), "Una valutazione della funzione ricreazionale dei boschi", *Rivista di economia agraria*, n. 2.

- Merlo M. (1986), "Valutazione dei servizi ricreativo ambientali dei boschi", *Economia montana*, n. 4.
- Merlo M. (1988), "Metodi per la valutazione dei servizi ricreativi ed ambientali dei parchi", Viola F. (ed.) *Pianificazione e gestione di parchi naturali*, Franco Angeli, Milano.
- Merlo M. (1991), *Elementi di economia ed estimo forestale-ambientale*, Patron Editore, Bologna.
- Muraro G. (1982), "Come applicare l'analisi economica alla Valutazione di Impatto Ambientale", *Economia Pubblica*, n. 12.
- Muraro G. (1984), *Criteri di efficienza per la politica ambientale*, Franco Angeli, Milano.
- Pearce D., Markandya A., Barbier E. (1991), *Progetto per una economia verde*, Il Mulino, Bologna.
- Scarpa R. (1993), "Valutazione economica dei beni ambientali e procedure di VIA: una prospettiva, la "cauzione ambientale", *Genio Rurale*, n. 12.
- Signorello G. (1986), "La valutazione economica dei beni ambientali", *Genio Rurale*, n. 9.
- Smith V. K., Desvouges V. H., Mc Giveney M. P. (1983), "The Opportunity Cost of Travel Time in Recreation Demand Models", *Land Economics*, n. 59.
- Squire L., Van der Tak H. G. (1975), *Economic Analysis of Projects*, Johns Hopkins University Press, Baltimore (trad it Marsilio, Venezia, 1978).
- Tisdell C. A. (1991), *Economics of Environmental Conservation*, Elsevier.
- Walsh R. G., Lee L. C., Radulaski O., Elsner G. H. (1984), "Value of Standard Service at Campgrounds in a National Forestry", *Proceedings for Economic Value Analysis of Multiple-use Forestry*, IUFRO.
- Walsh R. (1986), *Recreation Economic Decisions: Comparing Benefits and Costs*, Venture Publishing, State College, Pennsylvania.
- Weisbrod B. (1964), "Collective-Consumption Services in Individual-Consumption Goods", *Quarterly Journal of Economics*, n. 78