



## **III**

# **Strumenti di valutazione**





1	Le problematiche valutative delle risorse naturali e ambientali	115
1.1	Introduzione.....	115
1.2	Il valore economico dell'ambiente.....	118
1.3	L'analisi costi-benefici e la policy analysis matrix.....	122
1.3.1	Analisi costi-benefici.....	122
1.3.2	Policy Analysis Matrix.....	126
1.3.3	Integrazione di ACB e PAM.....	128
1.4	L'analisi multi-criteriale.....	132
1.4.1	Modelli a decisore unico.....	138
1.4.2	Modelli a più decisori.....	140
1.5	Analisi critica.....	143
1.6	Conclusioni.....	148
	Bibliografia.....	151
2	Metodologie di analisi delle potenzialità ecoturistiche: un caso di studio	227
2.1	Introduzione.....	227
2.2	L'approccio teorico.....	227
2.3	Le potenzialità offerte dai Sistemi Locali di Offerta Turistica	227
2.4	Le potenzialità ecoturistiche.....	227
2.4.1	Le basi dati del SIT.....	227
2.4.2	Gli indicatori.....	227
2.4.3	La valutazione analitica delle gerarchie per lo sviluppo del modello di analisi multicriteriale (AMC).....	227
2.5	Risultati.....	227
2.5.1	Analisi gerarchica.....	227



2.5.2	Le potenzialità del settore ecoturistico nelle Comunità Montane	227
2.6	Conclusioni.....	227
3	Analisi economico ambientale di un'area protetta nello scenario della Basilicata.....	227
3.1	Introduzione.....	227
3.2	Lo scenario regionale delle aree protette.....	227
3.2.1	La metodologia adottata.....	227
3.2.2	L'analisi delle vocazionalità ecologico ambientali.....	227
3.3	Conclusioni.....	227
	Bibliografia.....	227



## **1 LE PROBLEMATICHE VALUTATIVE DELLE RISORSE NATURALI E AMBIENTALI**

**Donato Romano<sup>1</sup>**

*Dipartimento di Economia Agraria  
e delle Risorse Territoriali  
Università degli Studi di Firenze*

---

### **1.1 Introduzione**

Affrontare in maniera compiuta il tema delle problematiche valutative delle risorse ambientali è impresa ardua, a causa sia della complessità delle relazioni che intercorrono tra le attività socio-economiche e l'ambiente, sia per la notevole mole di metodi e tecniche valutative finora apparse in letteratura, sia, ancora, per la molteplicità delle possibili chiavi di analisi (teorica/applicata, tecniche/filosofie valutative, ecc.). È necessario quindi definire preliminarmente quali siano gli obiettivi ed il “taglio” dell'analisi che si intende proporre.

Per quanto riguarda il punto di vista analitico, il tema dell'Incontro indica chiaramente che l'interesse va focalizzato sugli aspetti valutativi dell'ambiente nel caso di investimenti che abbiano valenza territoriale. Ne consegue che l'obiettivo generale della presente relazione è l'analisi degli strumenti che aiutano a prendere decisioni in un ambito di pianificazione territoriale, con particolare riferimento alla fase di valutazione delle ripercussioni ambientali di tali investimenti.

---

<sup>1</sup> Professore Ordinario di Economia ed Estimo rurale, Università degli Studi di Firenze



Tale obiettivo risulta però ancora eccessivamente generale, per cui è necessario specificarlo ulteriormente, chiarendo quali sono le discriminanti preliminari adottate nel presente lavoro:

- a) anzitutto, il punto di vista che viene privilegiato è quello pubblico piuttosto che quello privato, data la valenza prevalentemente pubblica delle risorse ambientali e le importanti conseguenze dal punto di vista valutativo e gestionale che ciò comporta (fallimenti del mercato, interventi regolamentativi da parte dell'Ente Pubblico, ecc.). D'altra parte, ciò non sminuisce la validità generale della discussione, visto che gli strumenti di valutazione sono, appunto, degli strumenti e la loro "logica" operativa risponde ad una razionalità economica che è propria tanto dei decisori privati, quanto di quelli pubblici e possono, pertanto, essere applicati tanto dai primi, quanto dai secondi<sup>2</sup>;
- b) in secondo luogo, dato lo stato dell'arte della letteratura italiana sull'argomento (Romano, 2002), ormai ricca di applicazioni empiriche che hanno mostrato potenzialità e limiti delle diverse tecniche di valutazione delle risorse ambientali, è opportuno concentrarsi su alcuni aspetti teorici delle metodologie valutative. In particolare, si vuole qui affrontare il tema delle diverse "filosofie valutative", sottolineando le implicazioni teoriche della scelta di un modello piuttosto che un altro, che normalmente restano in secondo piano nelle applicazioni empiriche e che invece rivestono un ruolo fondamentale nel definire la correttezza della valutazione stessa;
- c) infine, data la tradizionale distinzione tra modelli decisionali di tipo "elicitativo", cioè caratterizzati da procedure «con cui i giudizi vengono 'estratti' dagli individui» (Nutti, 2001: 34), e modelli decisionali basati su procedure di tipo politico, che puntano a coinvolgere i diversi *stakeholders* nel processo stesso di individuazione delle alternative a confronto e che sono sempre più utilizzate nei processi di pianificazione territoriale, si è

---

<sup>2</sup> In altri termini, ciò che differenzia la valutazione degli investimenti in ambito pubblico, rispetto a quello privato, non sono tanto i metodi, ma i contenuti che danno sostanza all'applicazione empirica di tali metodi.



deciso di privilegiare i primi, dato che questi approcci sono quelli che maggiormente presentano un contenuto di carattere economico, anche se ciò ha delle implicazioni circa il campo d'applicazione delle metodologie proposte<sup>3</sup>;

- d) conseguenza importante di questa scelta è anche quella di analizzare modelli di scelta che abbiano carattere normativo. Non saranno pertanto analizzati strumenti di analisi di tipo positivo, che pure si vanno diffondendo nella pianificazione territoriale e servono esclusivamente come supporto informativo in modo che gli *stakeholders* abbiano chiare le implicazioni di una decisione piuttosto che un'altra<sup>4</sup>. Di nuovo, adottare punto di vista normativo significa che le implicazioni teoriche del modello decisionale (tipo di funzione di utilità, obiettivi, regole di aggregazione dei criteri, regola decisionale, ecc.) siano molto più stringenti che nel caso di strumenti di analisi positiva.

Pertanto, in questo lavoro, si manterrà la distinzione, ormai tradizionale, tra modelli di scelta che fanno genericamente riferimento alla famiglia dell'analisi costi benefici (ACB) e modelli riconducibili a quella dell'analisi multicriteriale (AMC). Queste due linee metodologiche, pur essendo entrambe teoricamente giustificate e ampiamente applicate, presentano molte somiglianze, ma anche alcune sostanziali differenze, che è utile analizzare se si vuole dare una risposta ai due quesiti fondamentali su cui è imperniato il presente lavoro:

- a) esiste una superiorità di un approccio rispetto ad un altro?  
b) quali sono i contesti operativi in cui è preferibile un approccio piuttosto che l'altro?

---

<sup>3</sup> I metodi che si analizzano in questo contributo sono, infatti, maggiormente adatti all'analisi di investimenti puntuali o lineari, piuttosto che di investimenti diffusi sul territorio.

<sup>4</sup> Secondo questi nuovi approcci (*cf.*, ad esempio, Conti, 1996; Oneto, 1997), addirittura, il concetto stesso di alternativa di progetto, quale opzione tecnica di investimento esogenamente data, viene messo in discussione e le alternative vengono evidenziate nel processo di partecipazione degli *stakeholders*.



Tenendo a mente questi obiettivi specifici, la relazione è stata quindi strutturata in maniera “classica”, partendo da una sintetica presentazione dello stato dell’arte per quanto riguarda il contesto di valutazione (par. 2), gli approcci riconducibili all’ACB (par. 3) e quelli riferibili all’AMC (par. 4). Nel par. 5 si è cercato di tirare le somme dell’analisi precedente, effettuando un’analisi critica dei diversi approcci, con particolare riferimento alle relazioni esistenti tra ipotesi teoriche dei modelli e ambiti applicativi dei modelli stessi. Infine, nel par. 6 vengono presentate alcune considerazioni di sintesi, che tengono conto anche dei recenti sviluppi “non elicitativi” della pianificazione territoriale.

## **1.2 Il valore economico dell’ambiente**

Dal punto di vista economico e pianificatorio, l’ambiente può essere definito come un «sistema di interscambio fra attività umane e risorse in un ambito territoriale dato, definito dall’esistenza di soggetti economici e sociali, pubblici o privati, percorso da strategie riguardanti l’uso delle risorse, da conflitti originatisi dalla finitezza delle risorse stesse, strutturato da norme che regolano i rapporti intersoggettivi e caratterizzato da un certo livello di tecnologia» (Bresso *et al.*, 1985: 14-15).

Ciò che in questa definizione risulta rilevante ai nostri fini è:

- a) la complessità delle relazioni tra sistema socio-economico e sistema ecologico,
- b) l’esistenza di una molteplicità di obiettivi, derivante dai diversi soggetti coinvolti e dalla varietà di risorse naturali interessate, e
- c) la presenza di conflitti circa le strategie di utilizzazione delle risorse naturali, risultanti dalle caratteristiche evidenziate ai punti precedenti.

Da quanto detto, è evidente che il valore economico che viene assegnato all’ambiente è un’entità piuttosto complessa, che trova la sua origine nelle preferenze che gli agenti economici hanno nei confronti dell’ambiente e nelle





conseguenti azioni che, sulla base di tale struttura di preferenze, vengono messe in atto e danno vita alle complesse interazioni tra sistema socio-economico e sistema ambientale.

Per poter chiarire l'origine del valore economico dell'ambiente, è opportuno fare riferimento al modello della funzione di produzione familiare (Becker, 1965; Lancaster, 1965), dove si immagina che il generico agente economico  $i$ -esimo punti alla massimizzazione della propria utilità,  $U_i$ , che ha per argomento un bene composito,  $z_i$ , soggetta ad un vincolo di bilancio e ad un vincolo tecnologico<sup>5</sup>. In tal caso il problema primale può essere scritto come

$$\begin{aligned} \max U_i &= U_i(z_i) \\ \text{s.t.} \\ \mathbf{p}' \mathbf{x} &\leq Y_i \\ z_i &= z_i[\mathbf{x}(t), \mathbf{q}(t), \dots, |T_i(t)] \end{aligned} \quad [1]$$

dove  $\mathbf{x}$  è il vettore beni e servizi di mercato ( $j = 1, 2, \dots, J$ ),  $\mathbf{p}$  il vettore dei prezzi di mercato dei beni,  $\mathbf{q}$  il vettore di beni e servizi non di mercato (ambientali<sup>6</sup>) ( $k = 1, 2, \dots, K$ ),  $Y_i$  il reddito individuale e  $T_i$  la tecnologia produttiva individuale.

Il problema [1] può anche essere espresso nella sua versione duale, da cui è poi possibile derivare misure teoricamente esatte della variazione di benessere (cfr. Boadway e Bruce, 1989), nel modo seguente:

$$\begin{aligned} \min F_i &= p'x \\ \text{s.t.} \\ U_i &= U_i(z_i) \geq U_i^0 \\ z_i &= z_i[\mathbf{x}(t), \mathbf{q}(t), \dots, |T_i(t)]. \end{aligned} \quad [2]$$

<sup>5</sup> Il vincolo tecnologico indica che l'individuo riesce ad ottenere utilità "producendo" un bene composito,  $z_i$ , ottenuto secondo una funzione di produzione caratterizzata da una specifica tecnologia individuale,  $T_i$ , che combina sia beni privati,  $\mathbf{x}$ , che beni non di mercato (ambientali),  $\mathbf{q}$ .

<sup>6</sup> Benché normalmente la letteratura economica distingua tra "risorse ambientali" (beni di consumo, come l'aria pulita, il paesaggio, ecc.) e "risorse naturali" (beni utilizzati come input nei processi di produzione, come il suolo, i combustibili fossili, ecc.) in questo lavoro si useranno tali termini - ed altri simili come "bene ambientale" e "ambiente" *tout court* - come sinonimi.



Data, infatti, la funzione di spesa individuale  $E^0 = E^0(\mathbf{p}, \mathbf{q}, U_i^0)$ , è possibile ottenere per il generico bene privato,  $x_j$ , sia la sua funzione di domanda compensata (hicksiana):

$$\frac{\partial E^0}{\partial x_j} = x_j^c = h_j, \quad [3]$$

che la funzione di inversa di domanda per  $x_j$ , cioè il suo prezzo di riserva:

$$\frac{\partial E^0}{\partial v_j} = p_j. \quad [4]$$

Lo stesso per quanto riguarda il generico bene ambientale<sup>7</sup>,  $q_k$ , e, per quello che qui interessa, si può derivare la funzione inversa di domanda per  $q_k$ , cioè la disponibilità a pagare marginale per  $q_k$ :

$$\frac{\partial E^0}{\partial q_k} = -E_{q_k}^0(\cdot) = WTP. \quad [5]$$

Ora, tale misura rappresenta una valutazione espressa in termini marginali, per cui se volessimo conoscere il valore del bene ambientale in un generico momento  $t$ , bisogna calcolare l'integrale della [5], definito tra 0 ed il livello  $\bar{q}_k$  di riferimento:

$$V_i = - \int_0^{\bar{q}_k} E_{q_k}^0(\cdot) dq_k. \quad [6]$$

Infine, ricordando che il bene ambientale ha un valore economico non solo nell'istante  $t$ , ma nel corso del tempo, si può ottenere una misura del valore economico totale del bene ambientale calcolando il valore attualizzato della [6] per ciascun individuo e integrandolo su tutti gli individui che compongono la popolazione di riferimento:

$$TEV = \int_0^{\infty} \int V_i(t) e^{-rt} dt. \quad [7]$$

---

<sup>7</sup> In questo contesto,  $q_k$  rappresenta un certo livello quali-quantitativo del bene ambientale  $k$ -esimo.



Per come è stato derivato, è evidente che il valore economico totale è un'entità composita in cui (Romano, 1989; Albani e Romano, 1998):

- a) il valore derivante dall'uso attuale del bene ambientale è solo una parte del *TEV*, essendo presenti altre componenti di valore come ad esempio il valore di opzione (Weisbrod, 1964; Schmalensee, 1972), il valore di quasi-opzione (Arrow e Fisher, 1974; Henry, 1974), ecc.;
- b) nessuna limitazione viene posta al tipo di "attività" che possono generare utilità e, quindi, esistono sia componenti di valore d'uso, generate cioè attraverso un processo del tipo  $z_i = z_i | \mathbf{x}(t), \mathbf{q}(t), \dots, |T_i(t)|$ , sia valori di non uso, che possono essere generate da un processo del tipo  $z_i = z_i | \mathbf{0}, \mathbf{q}(t), \dots, |T_i(t)|$ <sup>8</sup>.

Tutte queste motivazioni che generano le diverse componenti del valore economico totale sono ugualmente legittime dal punto di vista della teoria economica e quindi devono essere tenute presenti nella valutazione degli investimenti territoriali che hanno impatti sul sistema ambientale. Naturalmente, non tutte sono avvertite allo stesso modo dai diversi agenti, per cui è necessario tenere presente la (diversa) struttura di preferenze degli agenti economici coinvolti nel processo di valutazione e gli eventuali conflitti che ne possono derivare.

---

<sup>8</sup> In altre parole, i valori d'uso possono essere generati perseguendo la tradizionale logica economica di tipo utilitarista, mentre i valori di non uso emergono sulla base di considerazioni di tipo altruistico (Romano, 1989).



### **1.3 L'analisi costi-benefici e la policy analysis matrix**

#### **1.3.1 Analisi costi-benefici**

L'analisi costi-benefici (ABC) è un complesso di regole operative, destinate a guidare le scelte pubbliche tra ipotesi alternative di intervento (*cfr.*, ad esempio, Dasgupta e Pearce, 1972). Si tratta, quindi, di un metodo per valutare e decidere tra una pluralità di alternative progettuali (inclusa l'alternativa "senza" progetto), valutando vantaggi e svantaggi delle diverse alternative, in funzione di determinati obiettivi che riflettono le preferenze della società<sup>9</sup>.

L'ACB rappresenta la traduzione operativa dei principi dell'economia del benessere nella valutazione degli investimenti sul territorio: individuazione degli impatti rilevanti dal punto di vista sociale e loro valutazione a prezzi efficienti (prezzi ombra) ne sono i presupposti operativi. Una volta internalizzate tutte le esternalità positive e negative e corrette le eventuali distorsioni del mercato, l'allocazione delle risorse viene effettuata secondo la logica del mercato perfettamente concorrenziale, che continua a svolgere quindi un ruolo cruciale.

In pratica, l'ACB è un procedimento che può essere scomposto in più fasi: dapprima vengono individuati, nella propria unità di misura, tutti gli impatti rilevanti di ciascuna alternativa progettuale; quindi, gli effetti vengono trasformati in un'unica unità di misura utilizzando il reddito quale numerario, in modo che le diverse alternative siano comparabili; infine, si costruisce un *ranking* delle diverse alternative utilizzando degli appropriati indici di convenienza economica.

---

<sup>9</sup> Quanto detto si riferisce, come è noto, alle cosiddette analisi economica e sociale, mentre nel caso dell'analisi finanziaria, la logica è quella del decisore privato.



Formalmente, ciascuna alternativa  $k$ -esima ( $k=1, \dots, m$ ) è completamente descritta dall'insieme degli  $n$  impatti ( $i=1, \dots, n$ ) che essa provoca in ogni anno del periodo di vita dell'investimento. Se indichiamo con  $y_i^k$  l'impatto  $i$ -esimo della  $k$ -esima alternativa progettuale<sup>10</sup>, allora l'insieme di tutte le alternative progettuali da confrontare può essere rappresentata in forma matriciale nel modo seguente (Bernetti e Romano, 1992):

$$\mathbf{Y} = \left[ y_i^k \right]. \quad [8]$$

Secondo i principi dell'ACB la molteplicità dimensionale della matrice  $\mathbf{Y}$  può essere ridotta ad uno impiegando il reddito monetario come numerario. Questo significa che gli impatti  $y_i^k$  sono moltiplicati per il relativo prezzo ombra  $p_i$ , positivo o negativo a seconda del tipo di effetto. In tal modo può essere derivata una matrice di valori monetari,  $\mathbf{V}$ , tale che

$$\mathbf{V} = \mathbf{Y}\mathbf{P} \quad [9]$$

dove  $\mathbf{V}$  è una matrice ( $m \times n$ ) nella quale ciascun elemento  $v_i^k$  rappresenta il valore (positivo o negativo) del  $k$ -esimo impatto dell' $i$ -esimo progetto e dove  $\mathbf{P}$  è una matrice diagonale ( $n \times n$ ) i cui elementi sono rappresentati dal generico prezzo ombra  $i$ -esimo,  $p_i$ . Il beneficio netto della  $k$ -esima alternativa è allora uguale a:

$$v^k = \sum v_i^k. \quad [10]$$

L'ordinamento delle alternative progettuali<sup>11</sup> viene effettuato in base ai valori del vettore  $\mathbf{v} = [v^1, v^2, \dots, v^m]$ .

---

<sup>10</sup> Non considerando, per ora, la dimensione temporale.

<sup>11</sup> Naturalmente, se si utilizza il valore attuale netto come indicatore di convenienza. Nel caso invece si utilizzino altri indicatori di convenienza sarà necessario procedere a differenti trasformazioni della matrice  $\mathbf{V}$ .



Considerando esplicitamente il vettore  $\mathbf{t}$  ( $t=1, \dots, T$ ) dei periodi di tempo in cui si realizzano gli effetti dei progetti ed un opportuno saggio di sconto sociale,  $r$ , il modello decisionale diventa (Bennetti e Romano, 1992):

$$\max \omega = \sum_{k=1}^m \delta^k \sum_{t=1}^T v_t^k (1+r)^{-t} \quad [11]$$

soggetto ai seguenti vincoli:

Escludibilità dei progetti	Divisibilità dei progetti	
	SI	NO
SI	$\sum_{k=1}^m \eta^k \delta^k \leq 1$ $\sum_{k=1}^m \eta^k = 1$ $\delta^k \leq 1$ $\eta^k \in [0,1]$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$	$\sum_{k=1}^m \delta^k = 1$ $\delta^k \in [0,1]$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$
NO	$\delta^k \leq 1$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$	$\sum_{k=1}^m \delta^k \geq 1$ $\delta^k \in [0,1]$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$

con  $\omega$  criterio del processo decisionale (benessere sociale netto),  $\delta^k$  frazione del progetto  $k$ -esimo attivata,  $s_j^k$  fabbisogno della risorsa  $j$ -esima da parte del progetto  $k$ -esimo,  $S_j$  disponibilità totale della risorsa  $j$ -esima<sup>12</sup>.

<sup>12</sup> Con  $\eta^k$  variabile binaria (0/1) riferita al progetto  $k$ -esimo, necessaria per la costruzione del modello.



Dal punto di vista operativo, qualunque applicazione ACB presenta delle difficoltà applicative, ma che vengono esaltate nel caso siano coinvolte risorse ambientali dalla particolare natura di tali risorse.

Ad esempio, l'individuazione del benessere sociale netto quale unico parametro obiettivo da massimizzare nella [11] implica che la funzione di utilità sottostante è di tipo lineare additivo: questa forma funzionale non risulta adatta per problemi decisionali caratterizzati da obiettivi fortemente conflittuali e, in particolare, quando l'impatto delle alternative ha effetti notevoli e/o irreversibili su risorse naturali che presentano caratteri di rarità o, addirittura, di unicità. Infatti, la perfetta compensatorietà implicita nella metrica unitaria di tale funzione di utilità (*cfr.* Ballestero e Romero 1991; Bernetti, 1992) implica che la diminuzione nel valore di un obiettivo può essere perfettamente compensato da un incremento nel valore di un'altro obiettivo. È perciò consentito un *trade-off* completo fra obiettivi<sup>13</sup> che mal si adatta al caso in cui l'investimento determina la distruzione di risorse naturali rare, anche se esso consente un incremento di benefici di altro tipo.

D'altra parte, la necessità di stimare gli effetti in termini monetari complica notevolmente l'esercizio di valutazione nel caso delle risorse ambientali, nonostante l'affinamento delle tecniche valutative degli ultimi anni (Romano, 2002). Infatti, la stima del prezzo ombra di una risorsa può essere alquanto incerto a causa della scarsa familiarità da parte del consumatore con tali risorse (*cfr.* Cummings *et al.*, 1986), soprattutto se si tratta di risorse caratterizzate da rarità o unicità, per le quali è presumibile che le componenti di non uso

---

<sup>13</sup> Lo stesso dicasi per quel che riguarda i diversi soggetti su cui gli effetti dell'investimento si manifestano, per i quali benefici e costi si compensano sulla base del principio di compensazione di Kaldor e Hicks.



rappresentino una parte importante del valore economico totale della risorsa stessa (Albani e Romano, 1998).

Infine, l'impiego di un saggio sociale di sconto positivo<sup>14</sup>, e la conseguente diminuzione del valore attualizzato degli impatti più lontani nel tempo, può avere implicazioni non trascurabili nella valutazione degli investimenti sul territorio, con particolare riferimento alle risorse naturali e ambientali. Spesso, infatti, le relazioni tra le varie componenti ecosistemiche sono particolarmente complesse, caratterizzate da notevoli non-linearità, sotto forma di effetti sinergici e/o di accumulo, per cui gli impatti negativi generalmente si manifestano in un futuro più o meno lontano<sup>15</sup>. Il rischio, quindi, è quello di una sottostima degli effetti progettuali futuri, che risulta poco appropriata nella valutazione e gestione pubblica delle risorse naturali ed ambientali, che dovrebbe invece essere caratterizzata da un orizzonte economico piuttosto ampio, teoricamente infinito se si adotta la logica dello sviluppo sostenibile.

### **1.3.2 Policy Analysis Matrix**

Con l'ACB il decisore pubblico cerca di correggere i fallimenti del mercato. Teoricamente, nell'applicazione dell'ACB il decisore pubblico effettua questa correzione senza provocare ulteriori distorsioni, assicurando, quindi, il raggiungimento dell'efficienza economica. Tuttavia, è noto che il perseguimento di obiettivi diversi da quello dell'efficienza (ad esempio, di equità distributiva) e/o una impropria implementazione dei processi decisionali da parte del decisore pubblico possono essere essi stessi fonte di distorsioni

---

<sup>14</sup> In realtà, l'adozione di un saggio di sconto maggiore o uguale a zero è perfettamente giustificata dalla logica economica (*cfr.*, ad esempio, Dasgupta e Pearce, 1972). Quello che qui si vuole mettere in evidenza è, piuttosto, l'impatto di eventuali errori per eccesso nella stima del saggio di sconto sulla valutazione che, dati i lunghi orizzonti temporali coinvolti nel caso degli investimenti territoriali, possono avere ripercussioni non trascurabili sul risultato complessivo.

<sup>15</sup> A ciò si aggiunga la nostra relativa ignoranza circa tali relazioni ecosistemiche e le loro interazioni con il nostro benessere, per cui è probabile che si abbia una sottovalutazione degli effetti negativi di un dato investimento sul territorio.





(fallimenti dell'intervento pubblico). È quindi opportuno analizzare anche questo secondo tipo di fallimenti.

Lo strumento operativo che può essere utilizzato per analizzare contemporaneamente il problema dei fallimenti del mercato e dell'intervento pubblico è rappresentato dall'integrazione della tradizionale ACB con la cosiddetta «*policy analysis matrix*» (PAM) (Monke e Pearson, 1989), cioè di uno strumento che, attraverso l'uso di alcuni principi di teoria del commercio, permette di mettere in evidenza le distorsioni dovute ai fallimenti dell'intervento pubblico.

Nella sua versione originaria, la PAM è schema analitico che consente di confrontare la convenienza di una data attività economica valutandola a partire da due insiemi di prezzi: quelli reali (che sono generalmente distorti a causa dei fallimenti dell'intervento pubblico) e quelli socialmente efficienti (prezzi ombra), dal cui confronto emergono le possibili distorsioni dovute alle politiche di intervento. È, quindi, evidente la differenza tra ACB e PAM: la prima confronta due attività<sup>16</sup> adottando lo stesso sistema di prezzi (quelli efficienti), mentre la PAM confronta i risultati economici di una stessa attività, adottando due diversi sistemi di prezzi (quelli reali e quelli efficienti).

Formalmente, dato il vettore degli impatti dell'attività che si sta prendendo in considerazione:

$$\mathbf{y} = [y_i] \quad [12]$$

ed i due vettori dei prezzi di riferimento, prezzi privati (reali),  $\mathbf{p}^p$ , e prezzi sociali (efficienti),  $\mathbf{p}^s$ :

$$\mathbf{p}^p = [p_i^p] \quad [13a]$$

$$\mathbf{p}^s = [p_i^s] \quad [13b]$$

---

<sup>16</sup> In questo contesto per attività si intende qualsiasi alternativa di progetto o un dato intervento pubblico (politica di intervento).



si possono ricavare i valori corrispondenti alla valutazione in termini finanziari e in termini economici della stessa attività:

$$\mathbf{v}^p = \mathbf{y} \mathbf{p}^p \quad [14a]$$

$$\mathbf{v}^s = \mathbf{y} \mathbf{p}^s \quad [14b]$$

dal cui confronto è possibile ricavare le divergenze esistenti fra benefici netti privati ed economici.

Operativamente, la PAM si presenta come una tabella (Figura 1) in cui l'ultima colonna indica i valori della convenienza dell'attività in termini finanziari (cella D, corrispondente al valore della relazione [14a]) ed economici (cella H, corrispondente al valore della relazione [14b]), mentre l'ultima riga della PAM indica le divergenze tra le due valutazioni, disaggregate in ricavi, costi (per beni *tradables* e *non tradables*) e profitti.

	RICA VI	COSTI		PROFITTI
		Tradables	Non Tradables	
Prezzi privati	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>
Prezzi sociali	<b>E</b>	<b>F</b>	<b>G</b>	<b>H</b>
Divergenze	<b>I</b>	<b>J</b>	<b>K</b>	<b>L</b>

Profitti privati:  $D=A-(B+C)$

Trasferimenti sugli input (trad.):  $J=B-F$

Profitti sociali:  $H=E-(F+G)$

Trasferimenti sugli input (non-trad.):  $K=C-G$

Trasferimenti sugli output:  $I=A-E$

Trasferimenti netti:  $L=D-H$

*Figura 1 – Struttura della Policy Analysis Matrix*

### 1.3.3 Integrazione di ACB e PAM

Pagiola (1991) ha dimostrato che la PAM e la tradizionale ACB possono essere integrate in un unico schema analitico, sicché è possibile trattare



contemporaneamente sia i fallimenti del mercato che quelli dell'intervento pubblico. La struttura finale di una PAM allargata può essere rappresentata come in Figura 2, dove per semplicità sono considerate due sole attività alternative, la A1 che presenta impatti negativi sull'ambiente e la A2 che ha impatti positivi (o meno negativi). Si tratta, in pratica, di uno schema analitico in cui sono affiancate due PAM tradizionali, una per l'attività A1, l'altra per l'attività A2: in questo schema, l'ACB si può leggere orizzontalmente, mentre l'analisi PAM verticalmente.

All'interno di ciascuna ACB e di ogni singola PAM l'interpretazione dei relativi risultati resta valida. Tuttavia, con l'integrazione delle due strutture analitiche, nuove e più approfondite informazioni si rendono disponibili al decisore. Si consideri ad esempio l'attività A2, che consente di ridurre le esternalità negative associate all'attività A1, ad esempio attraverso l'imposizione di uno *standard* ambientale. Dal punto di vista privato accettare l'imposizione dello *standard* significa accettare un costo, sicché passare all'attività A2 implica un beneficio netto privato (BNP) negativo. Tale costo deve essere confrontato con il valore monetario dell'esternalità negativa dell'attività A1, per decidere se dal punto di vista sociale è conveniente ridurre il livello dell'esternalità negativa o meno. Però, dato che i prezzi sono distorti dalle politiche di intervento, il beneficio privato netto non rappresenta il costo sociale reale della riduzione dell'esternalità negativa<sup>17</sup> (beneficio netto sociale, BNS). Il confronto fra la convenienza privata e quella sociale delle due attività dà un'indicazione di quanto le distorsioni dovute alle politiche di intervento sono responsabili dell'attività A1, e quindi delle esternalità negative: se il valore nell'ultima cella in basso a destra è positivo, significa che in termini relativi l'effetto netto delle politiche di intervento favorisce l'attività A2 rispetto alla A1; viceversa in caso contrario.

---

<sup>17</sup> In questo contesto il beneficio privato netto può essere interpretato come l'effetto sul reddito del privato derivante dal passaggio dall'attività A1 a quella A2 e/o il sussidio minimo richiesto per indurre il passaggio volontario degli imprenditori dall'attività A1 a quella A2.



Le distorsioni sono particolarmente dannose quando esse determinano la convenienza privata di attività socialmente dannose o, viceversa, la non convenienza privata di attività socialmente utili. Questi casi sono definiti in letteratura come “*win-win*” e sono caratterizzati dalla possibilità di ottenere miglioramenti ambientali anche se si agisce soltanto con l’eliminazione delle distorsioni dovute alle politiche di intervento.

Infine, è utile sottolineare un’ultima importante questione. Quanto riportato in Figura 2 si riferisce ad un caso estremamente semplificato, in cui non esistono, ad esempio, implicazioni di lungo periodo, come è invece tipico di molti investimenti territoriali che hanno impatti sulle risorse naturali e ambientali. Anche in questo caso, è però possibile usare tale struttura analitica, o riportando nelle celle della PAM allargata i valori attualizzati delle due alternative a confronto o, più realisticamente, costruendo una serie di PAM allargate, che si riferiscono ciascuna ad un dato momento: in tal modo il tempo diventa una terza dimensione della struttura analitica della PAM.



Attività con esternalità  
ambientali negative, A1

Attività senza esternalità  
ambientali negative, A2

	Attività con esternalità ambientali negative, A1				Attività senza esternalità ambientali negative, A2				BENEFICI NETTI
	RICAVI	COSTI		PROFITTI	RICAVI	COSTI		PROFITTI	
		Tradeables	Non-tradeables			Tradeables	Non-tradeables		
Prezzi privati	A <sub>1</sub>	B <sub>1</sub>	C <sub>1</sub>	D <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	B <sub>2</sub>	C <sub>2</sub>	D <sub>2</sub>	BENEFICI NETTI PRIVATI (BNP)
Prezzi sociali	E <sub>1</sub>	F <sub>1</sub>	G <sub>1</sub>	H <sub>1</sub>	E <sub>2</sub>	F <sub>2</sub>	G <sub>2</sub>	H <sub>2</sub>	BENEFICI NETTI SOCIALI (BNS)

Figura 2 – Integrazione di ACB e PAM

#### 1.4 L'analisi multi-criteriale

L'analisi multi-criteriale (AMC) raggruppa un insieme composito di metodologie di pianificazione e di mediazione dei conflitti<sup>18</sup> che negli ultimi anni ha trovato sempre maggiore applicazione in campo ambientale, grazie alla sua capacità di modellizzare situazioni di scelta caratterizzate da una molteplicità di obiettivi, anche conflittuali, come spesso accade nel caso degli

<sup>18</sup> Queste tecniche prendono le mosse dai pionieristici lavori di Koopmans (1951) e di Kuhn e Tucker (1951), che svilupparono i concetti di vettore efficiente ed il problema della massimizzazione multi-obiettivo, rispettivamente. Contributi importanti furono quelli di



investimenti sul territorio che presentano impatti sulle risorse naturali ed ambientali.

Il rapido sviluppo dell'AMC ha portato ad un'enorme diversità di modelli e metodi che normalmente vengono presentati in maniera separata dando l'impressione che ciascun approccio sia autonomo e completamente indipendente dagli altri. Tuttavia, come recentemente messo in evidenza da alcuni autori (Ignizio, 1976; Romero, 1991; Romero *et al.*, 1998; Romero, 2001), molti metodi possono essere ricondotti ad un'unica struttura formale. L'obiettivo che qui ci si propone è, quindi, quello di tentare di sintetizzare i caratteri comuni a molti approcci<sup>19</sup>, evidenziandone il significato economico tramite l'analisi delle relazioni esistenti tra questa classe di modelli e la tradizionale teoria dell'utilità.

Ovviamente, un primo carattere comune ai diversi metodi di AMC è la considerazione di una molteplicità di criteri e di obiettivi<sup>20</sup> nella valutazione

---

Charnes e Cooper (1955), che proposero il primo modello di *goal programming*, e di Zadeh (1963), che presentò per la prima volta il metodo dei pesi per la soluzione di un problema di programmazione multi-obiettivo. Ma è solo nel 1972 che l'AMC ricevette un pieno riconoscimento da parte della comunità scientifica, quando si tenne la prima conferenza internazionale sui metodi multicriteriali presso la University of South Carolina (Cochrane e Zeleny, 1973) e bisognò aspettare un altro decennio per la pubblicazione dei primi testi che affrontavano in maniera organica e sistematica le varie tecniche di AMC e le loro basi teoriche (Zeleny, 1982; Yu, 1985). Da allora sono apparsi numerosi contributi e per quanto riguarda le applicazioni alle risorse agricole (e, più in generale, le risorse naturali) il testo di riferimento continua ad essere il volume di Romero e Rehman (1989).

<sup>19</sup> Segnatamente, quelli che si rifanno ad una filosofia di minimizzazione degli scarti da un livello *target* degli obiettivi. Come recentemente dimostrato da Romero (2001), si tratta di un'ampia classe di modelli che possono essere considerati come derivati da un unico modello primario (il cosiddetto *extended lexicographic goal programming*), fra i quali si ricordano la tradizionale programmazione matematica mono-obiettivo, la programmazione multi-obiettivo (lineare e non lineare), la programmazione lineare multi-obiettivo lessicografica, la *minimax* (Chebishev) *goal programming*, il *reference point method*, la *compromise programming* e la *interactive weighted Tchebicheff procedure*.

<sup>20</sup> Nella teoria delle decisioni (cfr: Zeleny, 1982) per criteri si intendono le dimensioni rilevanti ai fini della valutazione, cioè gli effetti delle alternative progettuali da prendere in considerazione. Gli obiettivi rappresentano la "direzione" (massimizzare o minimizzare) desiderabile per ogni criterio (ad esempio, massimizzare gli effetti positivi e minimizzare quelli negativi). Infine, per attributo si intende il livello, quantitativo o qualitativo, raggiunto da una data alternativa per un dato criterio: nel presente lavoro, gli attributi sono rappresentati dal valore degli impatti  $y_i^k$  delle alternative progettuali.



delle diverse alternative progettuali. Tale impostazione differisce perciò dall'ACB nel senso che all'unico metro monetario viene sostituito una molteplicità di misure quantitative di tipo fisico, di indicatori monetari e di indici qualitativi, rendendo così evidenti tutte le implicazioni delle diverse alternative progettuali, ciascuna nella propria unità di misura. Ciò ha due importanti conseguenze dal punto di vista teorico:

- a) viene abbandonato l'approccio meramente utilitaristico, tipico dell'ACB;
- b) la funzione di utilità del decisore può essere definita in modo più generico.

L'esplicitazione di tutte le componenti del sistema decisionale (pesi e obiettivi) permette anche di risolvere in maniera meno arbitraria gli eventuali problemi di equità sociale. Infatti nell'AMC il procedimento di attribuzione dei pesi è reso palese attraverso un processo dialettico tra volontà del decisore politico, obiettivi di piano formalizzati, valutazioni di esperti, opinioni dei diretti interessati, movimenti di opinione e gruppi di pressione.

Dal punto di vista operativo, nell'AMC gli impatti rilevanti<sup>21</sup> di ciascuna alternativa progettuale vengono trasformati in punteggi ponderati secondo l'importanza relativa che il decisore assegna a ciascun criterio e quindi aggregati secondo determinate regole operative. Quindi, i pesi svolgono nell'AMC una funzione analoga a quella svolta dai prezzi ombra nell'ACB e la loro stima rappresenta, perciò, una fase molto delicata dell'analisi<sup>22</sup>. Resta comunque il fatto che, a differenza della stima dei prezzi ombra nell'ACB, nel

---

<sup>21</sup> Individuati, cioè, secondo le diverse dimensioni (criteri) rilevanti per il problema che di volta in volta si sta analizzando.

<sup>22</sup> Da qui la notevole quantità di proposte operative per procedere a tale stima, che comunque possono essere ricondotte essenzialmente a metodi basati sui giudizi di esperti o su giudizi di carattere politico (*cfr.* Bernetti, 1992). Dal punto di vista della formalizzazione del procedimento di stima dei pesi (preferenze del decisore), gli approcci che sembrano aver riscosso il maggior successo sono quello di Saaty (1980) nell'ambito dell'*analytic hierarchy process*, e quello del valor medio (van Huylenbroeck, 1989).



caso dell'AMC la procedura di stima viene resa più trasparente e meno soggetta a distorsioni di tipo soggettivo.

Se volessimo esprimere formalmente il modello di scelta di un qualsiasi metodo multi-criteriale con una formulazione analoga a quella riportata per l'ACB nella relazione [11], il problema di AMC potrebbe essere scritto nel modo seguente (Bernetti e Romano, 1992):

$$\begin{aligned}
 & \max/\min \omega_1 = \lambda_1 (\delta^1 y_1^1, \dots, \delta^m y_1^m) \\
 & \dots \\
 & \dots \\
 & \max/\min \omega_i = \lambda_i (\delta^1 y_i^1, \dots, \delta^m y_i^m) \quad [15] \\
 & \dots \\
 & \dots \\
 & \max/\min \omega_n = \lambda_n (\delta^1 y_n^1, \dots, \delta^m y_n^m)
 \end{aligned}$$

soggetto ai seguenti vincoli:

Escludibilità dei progetti	Divisibilità dei progetti	
	SI	NO
SI	$  \begin{aligned}  & \sum_{k=1}^m \eta^k \delta^k \leq 1 \\  & \sum_{k=1}^m \eta^k = 1 \\  & \delta^k \leq 1 \\  & \eta^k \in [0,1] \\  & \sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j  \end{aligned}  $	$  \begin{aligned}  & \sum_{k=1}^m \delta^k = 1 \\  & \delta^k \in [0,1] \\  & \sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j  \end{aligned}  $





NO	$\delta^k \leq 1$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$	$\sum_{k=1}^m \delta^k \geq 1$ $\delta^k \in [0,1]$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$
----	--	--

con  $\omega_1, \dots, \omega_n$  criteri del processo decisionale,  $\lambda_i$  peso attribuito all'impatto progettuale  $i$ -esimo,  $\delta^k$  frazione del progetto  $k$ -esimo attivata,  $s_j^k$  fabbisogno della risorsa  $j$ -esima da parte del progetto  $k$ -esimo,  $S_j$  disponibilità totale della risorsa  $j$ -esima.

Qualunque sia il metodo adottato, è necessario avere a disposizione una procedura operativa che consenta di valutare ed ordinare le alternative progettuali. L'approccio più flessibile, dato che riesce a considerare unitariamente in un unico ambito formale molti dei metodi finora proposti (*cfr.* Romero, 2001), è quello che si basa sulla «teoria decisionale dell'ideale» (Yu, 1973; Zeleny, 1974). Tale teoria si basa sul concetto di «punto ideale<sup>23</sup>», definito come l'alternativa, in realtà non raggiungibile date le risorse disponibili e gli obiettivi del decisore, rappresentabile con un vettore i cui elementi sono i valori massimi che ciascun attributo può raggiungere fra le varie alternative. Si tratta in pratica di un «artefatto tecnico, un punto di riferimento fisso» (Zeleny, 1982: 154) che facilita la scelta fra le alternative non dominate a confronto.

Questo concetto rappresenta il punto di riferimento centrale nel cosiddetto «assioma di scelta» (Zeleny, 1982), secondo cui le alternative più prossime al punto ideale sono preferite a quelle che ne sono più lontane: la maggiore vicinanza a ciò che viene percepito come ideale rappresenta cioè il criterio in

<sup>23</sup> Il concetto di punto ideale è apparso per la prima volta negli anni sessanta nell'ambito della teoria delle decisioni, contemporaneamente al procedere delle ricerche sulla risoluzione dei conflitti multi-obiettivo, ed ha assunto diverse denominazioni a seconda dei vari autori: «*perfect solution*» per Geoffrion (1965), «*movable target*» per Benayoun *et al.* (1971), e infine «*displaced ideal*» per Zeleny (1973 e 1974). L'analogo del punto ideale nella tradizionale teoria dell'utilità può essere considerato il «*bliss point*» di Arrow (1967).



base al quale gli individui effettuano le proprie scelte<sup>24</sup>. Definita la base razionale su cui si basa la scelta, diventa quindi necessario costruire un opportuno strumento analitico per valutare la “vicinanza” delle varie alternative al punto ideale, in base alla formalizzazione del comportamento tenuto implicitamente dal decisore nel processo decisionale.

Date  $m$  alternative ( $k = 1, \dots, m$ ) e  $n$  criteri ( $i = 1, \dots, n$ ), lo spazio delle alternative può essere espresso in forma matriciale come

$$\mathbf{Y} = \left[ y_i^k \right], \quad [8 \text{ rip.}]$$

dove  $y_i^k$  è il valore raggiunto dal criterio  $i$ -esimo per l'alternativa  $k$ -esima. Il punto ideale è allora definito dal seguente vettore:

$$\mathbf{y}^* = \max_k \left[ y_i^k \right] = \left[ y_i^* \right]. \quad [16]$$

Utilizzando questi elementi, può essere costruita la seguente funzione di distanza:

$$d_i^k = \frac{y_i^k - y_i^*}{y_i^* - y_i^*}, \quad [17]$$

da cui deriva, per definizione, che  $d_i^k = 1$  se  $y_i^k = y_i^*$ , altrimenti  $0 \leq d_i^k < 1$ . In tal modo l'insieme di tutte le alternative ammissibili può essere mappato, attraverso gli operatori  $d_i^k$ , nello spazio delle distanze. L'alternativa ideale viene così ad essere trasformata in un vettore unità  $\mathbf{d}^* = \{1, \dots, 1\}$ , poiché se  $y_i^k = y_i^* \Rightarrow d_i^k = d_i^* = 1$ .

---

<sup>24</sup> Le proposizioni contenute in questo assioma risultano, oltre che facilmente condivisibili, anche immediatamente comprensibili, e tale immediatezza costituisce la loro principale forza. Un approccio decisionale che operi con concetti sostanzialmente approssimati, come “il più vicino possibile a”, consente infatti di essere molto più fedeli al reale comportamento del decisore, piuttosto che approcci che richiedono l'esatta quantificazione delle utilità fornite da ciascuna alternativa (Zeleny, 1976; Romero e Rehman, 1989). Nella realtà, infatti, l'ambiente decisionale in cui si opera è rappresentato da un insieme di alternative, per cui il decisore non è in grado di effettuare una definizione assoluta e aprioristica di utilità, ma può semplicemente valutare il grado di prossimità di ciascuna alternativa ad un dato punto percepito come “ideale”.



Per determinare il grado di vicinanza di una qualsiasi alternativa  $\mathbf{y}^k$  a quella ideale,  $\mathbf{y}^*$ , in termini di  $\mathbf{d}^k$  e  $\mathbf{d}^*$ , può essere definita un'appropriata famiglia di funzioni di distanza:

$$L_p(\boldsymbol{\lambda}, k) = \left[ \sum_{i=1}^n (\lambda_i)^p (1 - d_i^k)^p \right]^{1/p} \quad [18]$$

dove  $\boldsymbol{\lambda} = \{\lambda_1, \dots, \lambda_n\}$  (con  $\sum \lambda_i = 1$ ) è un vettore di pesi assegnati ai vari criteri<sup>25</sup> e  $p$  ( $1 \leq p \leq \infty$ ) rappresenta la “metrica”, cioè il parametro caratteristico della famiglia di funzioni di distanza. Così  $L_p(\boldsymbol{\lambda}, k)$  consente una stima della distanza tra l'alternativa ideale,  $\mathbf{d}^*$ , ed il vettore dei gradi di vicinanza,  $\mathbf{d}^k$ , che caratterizza la  $k$ -esima alternativa.

Casi notevoli della [18] si hanno per particolari valori di  $p$ :

$$L_1(\boldsymbol{\lambda}, k) = \sum_{i=1}^n \lambda_i (1 - d_i^k) \quad [19]$$

Ciascun valore di  $p$  individua un particolare modo di calcolare la distanza fra l'alternativa in esame ed il punto ideale<sup>26</sup>: con  $p = 1$  essa è data dalla somma pesata delle distanze dei singoli attributi; con  $p = 2$  otteniamo la classica distanza euclidea in ambito multi-dimensionale, mentre con  $p = \infty$  essa è la massima distanza riscontrata fra gli attributi.

<sup>25</sup> Normalmente i pesi nell'AMC servono a due scopi: a) normalizzare e rendere confrontabili attributi espressi in unità di misura differenti, b) indicare le preferenze del decisore. È evidente che, per come è stata costruita la [18], il vettore dei pesi,  $\boldsymbol{\lambda}$ , serve solo al secondo di questi obiettivi, dato che la normalizzazione è stata già effettuata attraverso la funzione di distanza normalizzata [17]. Per una discussione sul significato economico dei pesi in un contesto analogo a quello presentato in questo lavoro, si veda Ballester e Romero (1993).

<sup>26</sup> Numericamente l'impiego di una data metrica implica che le distanze  $L_p(\boldsymbol{\lambda}, k)$  tra  $y_i^k$  e  $y_i^*$  siano progressivamente decrescenti passando da  $p=1$  a  $p=\infty$ . Inoltre l'effetto delle diverse metriche sulle distanze tra  $y_i^k$  ( $\forall k = 1, \dots, m$ ) e  $y_i^*$  è tale da “appiattare” progressivamente le differenze fra le varie  $L_p(\boldsymbol{\lambda}, k)$  passando da  $p = 1$  a  $p = \infty$ .



Questi passaggi sono comuni a tutti gli approcci di AMC. Da questo punto in poi le procedure operative si differenziano a seconda che i metodi ipotizzino l'esistenza di un unico decisore o di più decisori.

### 1.4.1 Modelli a decisore unico

Avendo definito la famiglia di funzioni di distanza [18], è possibile ordinare le alternative di pianificazione in base alla loro distanza dall'alternativa ideale (irrealizzabile): l'alternativa con la minima distanza dal punto ideale rappresenta così "il compromesso più soddisfacente"  $C_p$  per il decisore. Per poter comprenderne meglio il senso di questa affermazione, è opportuno ricordare che, nel caso la funzione di utilità del decisore sia caratterizzata da più obiettivi, questi non possono essere tutti soddisfatti contemporaneamente, a meno che la soluzione ideale non appartenga all'insieme delle soluzioni possibili. Da qui la necessità di individuare una "soluzione di compromesso" fra i vari obiettivi, definita da quell'alternativa che minimizza una generica funzione di distanza<sup>27</sup>:

$$\min_k L_p(\lambda, k). \quad [20]$$

L'insieme delle soluzioni ottenute per  $p$  compreso fra 1 e  $\infty$  definisce il cosiddetto insieme di compromesso. Può essere dimostrato che le soluzioni appartenenti all'insieme di compromesso presentano alcune utili proprietà,

---

<sup>27</sup> Come è noto (*cf.* Cox, 1994), l'uso dell'operatore "min" in un problema di ottimizzazione multi-obiettivo corrisponde all'adozione dell'operatore logico "AND": di conseguenza, tutti gli obiettivi sono importanti e ciascuno di essi "compete" con gli altri nell'individuazione del miglior compromesso. Viceversa, nel caso in cui si adotti un operatore "max", l'operatore logico di riferimento è "OR": questo significa che il problema trova una soluzione basata sul criterio che raggiunge il valore più soddisfacente, indipendentemente dal valore raggiunto dagli altri e, pertanto, tale situazione viene definita come "non competitiva".



quali fattibilità, efficienza paretiana, indipendenza delle alternative irrilevanti, ecc. (Yu, 1985). Inoltre, si può dimostrare che, data una funzione di utilità *well-behaved*, condizione necessaria e sufficiente affinché il paniere che massimizza l'utilità appartenga all'insieme di compromesso è che il saggio marginale di sostituzione tra i due beni sia pari al rapporto tra i pesi che rappresentano le preferenze del decisore rispetto agli stessi beni (Ballestero e Romero, 1991).

In base alle formulazioni precedenti, le soluzioni di compromesso per alcuni valori notevoli di  $p$  sono:

$$p = 2: \quad C_2 = \min_{\lambda} \sum_{i=1}^n (\lambda_i)^2 (1 - d_i^k)^2 \quad [21]$$

La scelta di una data metrica,  $p$ , risulta cruciale ai fini dell'individuazione della decisione finale<sup>28</sup>. È quindi fondamentale capire qual'è il significato della scelta di una data metrica in termini di preferenze del decisore e quali sono le sue implicazioni sul processo di scelta. Seguendo Yager (1978) si può osservare che per  $p = 1$  la minimizzazione di  $L_p(\lambda, k)$  riflette le preferenze da parte del decisore riguardo all'ammontare complessivo delle deviazioni di ciascun attributo rispetto al punto ideale. Tale caso notevole è detto di "perfetta compensatorietà", in quanto con questa formulazione della funzione (di distanza o di utilità<sup>29</sup>) un decremento nel valore di un obiettivo può essere perfettamente compensato da un incremento nel valore di un'altro obiettivo: è perciò consentito un *trade-off* completo fra obiettivi<sup>30</sup> (Zeleny, 1982). Al crescere di  $p$  si ha un progressivo decremento del grado di compensatorietà

<sup>28</sup> Bisogna infatti ricordare che il concetto di distanza non è solo un *escamotage* tecnico per trovare una soluzione al problema di scelta, ma rappresenta un'approssimazione del reale comportamento del decisore e, quindi, ne riflette le preferenze.

<sup>29</sup> Sull'analogia tra funzioni di utilità nell'economia del benessere e funzione di distanza in ambito multicriteriale, *cf.* Keeney e Raiffa, 1976.

<sup>30</sup> Su tali ipotesi si basano i metodi di *goal programming* pesata o interattiva (Dyer, 1977). A questa particolare metrica è riconducibile anche il metodo dell'ACB che, benché si muova in un contesto di "non competitività" tra gli obiettivi (operatore "max"), opera su distanze dal punto anti-ideale (il concetto opposto a quello di ideale) pesate tramite i prezzi ombra (Ballestero e Romero 1991).



ammesso fra gli obiettivi, dovuto al fatto che la funzione di utilità non è più completamente separabile nelle sue componenti. Nel caso notevole di  $p = \infty$  si cerca di minimizzare la massima fra le deviazioni individuali: tutti gli attributi sono perciò considerati importanti, il che corrisponde al caso di completa assenza di compensatorietà tra gli obiettivi<sup>31</sup> fra i quali non si ha alcun *trade-off*.

### 1.4.2 Modelli a più decisori

Data la molteplicità di interessi che stanno dietro a qualunque processo di valutazione di investimenti sul territorio, sono stati proposti anche modelli a più decisori, che esplicitamente tengono conto delle preferenze dei diversi gruppi coinvolti. In quest'ultimo caso, le fasi attraverso cui si articola la valutazione da parte di ciascun decisore sono le stesse che vengono adottate nei modelli a decisore unico; la novità è rappresentata dall'aggregazione dei risultati della valutazione di ciascun decisore attraverso la ricerca di un accordo soddisfacente. Operativamente, questo viene fatto in due fasi: quella di aggregazione delle preferenze e quella di verifica del consenso raggiunto.

I metodi di aggregazione delle preferenze più frequentemente utilizzati sono tre (Haimes e Chankong, 1985; Fedrizzi *et al.*, 1987): valutazione additiva, valutazione moltiplicativa e logica sfocata, dei quali i primi due sono direttamente riconducibili alla teoria neoclassica.

Dati  $\mathbf{G}$  decisori (dove  $\mathbf{G} = \{g_s\}$ , con  $s = 1, \dots, q$  decisori), ciascuno dei quali con un peso  $\sigma_s$ , e un insieme  $\mathbf{Y}$  di alternative (dove  $\mathbf{Y} = \{y^k\}$ , con  $k = 1, \dots, m$

---

<sup>31</sup> Su questo presupposto si basano i metodi di *minmax programming* e molti metodi interattivi come lo *step method* (Benayoun *et al.*, 1971) e il metodo di Zionst e Wallenius (Wallenius, 1975).



alternative), una misura di valutazione additiva delle preferenze circa la  $k$ -esima alternativa, è data da:

$$ra^k = \frac{\sum_{s=1}^q \sigma_s r_s^k}{\sum_{s=1}^q \sigma_s} \quad [25]$$

Un metodo alternativo, tale da enfatizzare l'impatto della valutazione di ciascun decisore sul risultato dell'aggregazione, è dato dalla cosiddetta valutazione moltiplicativa:

$$rm^k = \left[ \prod_{s=1}^q \sigma_s r_s^k \right]^{1/\sum_s \sigma_s} \quad [26]$$

da cui risulta evidente che l'effetto moltiplicativo consente ad un qualsiasi decisore di porre un veto su una data alternativa valutandola zero<sup>32</sup>.

L'approccio basato sulla logica sfocata si fonda su una funzione di ordinamento aggregato,  $Q$ , che è calcolata utilizzando la seguente funzione di appartenenza derivata dall'indice di valutazione additiva:

$$\mu_Q(ra^k) = \begin{cases} 1 & \text{if } ra^k > l_{\max} \\ \frac{ra^k - l_{\min}}{l_{\max} - l_{\min}} & \text{if } l_{\min} < ra^k < l_{\max} \\ 0 & \text{if } ra^k < l_{\min} \end{cases} \quad [27]$$

dove  $ra^k$  è l'indice di valutazione additiva,  $l_{\min}$  è la soglia al di sotto della quale l'alternativa viene rigettata dall'intero gruppo di decisori,  $l_{\max}$  è la soglia

---

<sup>32</sup> Più precisamente, la valutazione additiva sottintende una funzione di benessere sociale benthamiana: è facile notare come tale funzione sia caratterizzata da perfetta compensatorietà relativamente alle preferenze e quindi al benessere dei decisori. Al contrario la valutazione moltiplicativa non è compensatoria, e non è quindi concesso un perfetto *trade-off* fra le preferenze dei decisori, fino al caso limite della situazione di veto.



al di sopra della quale l'alternativa è strettamente preferita dall'intero gruppo (Figura 3).

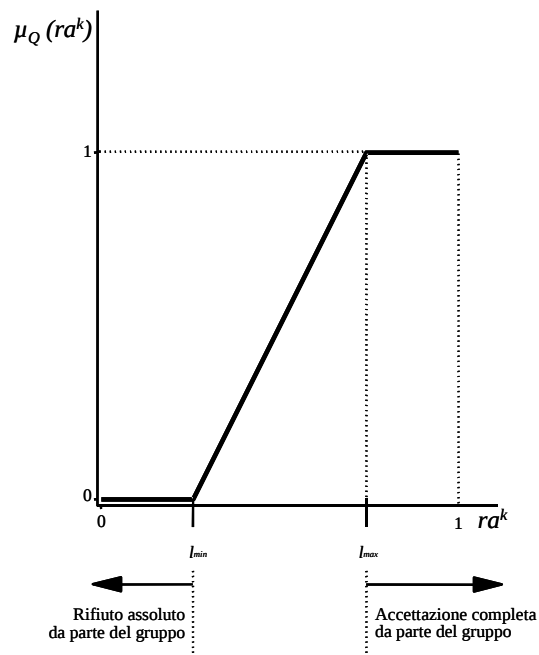


Figura 3 – Funzione di valutazione sfocata da parte di più decisori

La fase successiva è quella di valutazione del consenso, il cui scopo è verificare se l'ordinamento prescelto è realmente la conseguenza di un compromesso tra le parti (ed è quindi rappresentativo della struttura di preferenze di tutti i gruppi sociali coinvolti), o è distorto dagli interessi conflittuali dei diversi gruppi. La maggior parte dei metodi di valutazione del consenso sono caratterizzati da una eccessiva rigidità degli indicatori, nel senso che la valutazione del consenso fra due decisori prevede solo i casi di completo accordo o completo disaccordo, per cui sono stati proposti metodi basati sulla logica sfocata (Kacprzyk, 1986; Fedrizzi *et al.*, 1987). In tale metodologia, la valutazione del grado di consenso raggiunto dai partecipanti





nell'ordinamento delle alternative viene effettuato valutando la verità della proposizione "la maggior parte dei partecipanti si esprime favorevolmente nei confronti della maggior parte delle alternative".

Tale valutazione si articola nelle seguenti fasi (*cf.* Bernetti, 1993; Romano, 1999):

per ogni coppia di alternative si determina il grado con cui la maggior parte dei decisori si esprime favorevolmente nei confronti della maggior parte delle alternative, ad esempio utilizzando il metodo di ordinamento debole proposto da Roy (1976);

tutti i gradi così calcolati vengono aggregati al fine di ottenere il grado di accordo di ogni coppia di decisori nell'esprimere le preferenze nei confronti della maggior parte delle coppie di alternative, ad esempio attraverso matrici di concordanza;

infine questi ultimi indici vengono aggregati per ottenere il grado di accordo di quasi tutte le coppie di decisori nei confronti della maggior parte delle coppie rilevanti di alternative.

### **1.5 Analisi critica**

Da quanto detto nei precedenti paragrafi emerge con chiarezza che tra ACB e AMC esistono numerose somiglianze ed alcune fondamentali differenze. Riguardo alle somiglianze, queste riguardano anzitutto l'articolazione del processo valutativo, che è strutturato secondo una sequenza di fasi che svolgono lo stesso ruolo, tanto nell'ACB, quanto nell'AMC.

La Fig. 4 mostra chiaramente che ambedue gli approcci partono da una serie di fasi preliminari che sono esattamente le stesse nei due casi:

la fissazione degli obiettivi, da cui discendono i criteri, cioè le dimensioni rilevanti, secondo cui le diverse alternative progettuali saranno valutate;

l'identificazione delle alternative progettuali da valutare che, almeno nei modelli presentati nel presente lavoro, è esogena rispetto al processo di valutazione vero e proprio, ma che nei più recenti approcci pianificatori, tende



a divenire essa stessa una parte del processo di “intervento sul territorio” (cfr. Oneto, 1997);

la valutazione degli impatti di ciascuna alternativa secondo i criteri adottati, il che presuppone l’individuazione di indicatori che siano efficaci nella misurazione degli impatti rilevanti.

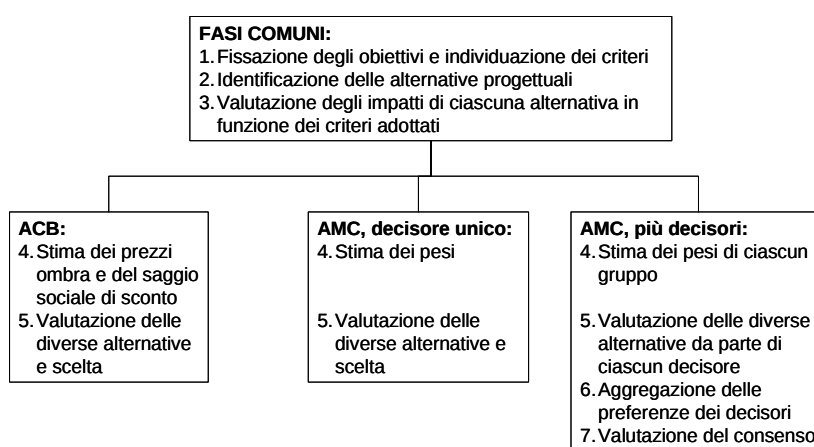


Figura 4 – Struttura del processo di valutazione nell’ACB e nell’AMC

Le successive fasi, anche se basate sull’uso di concetti diversi nei due approcci, sono di nuovo “funzionalmente” analoghe:

1. la stima dei prezzi ombra nell’ACB e la stima dei pesi nell’AMC servono a (i) consentire l’aggregazione dei diversi impatti (individuati nella fase 3 secondo unità di misure differenti) e (ii) rappresentare le preferenze del decisore rispetto ai diversi criteri;
2. la valutazione delle diverse alternative e la scelta di quella maggiormente preferita secondo determinati criteri di scelta, la massimizzazione del benessere sociale nell’ACB e la minimizzazione della distanza dall’ideale nel caso dell’AMC.

Come si vede, la “logica” dei due approcci è sostanzialmente la stessa, e non avrebbe potuto essere altrimenti, visto che ambedue rispondono a criteri di



razionalità economica nel processo di scelta da parte del decisore. La differenza più evidente tra i due approcci sta nella maggiore trasparenza che caratterizza l'AMC rispetto all'ACB tanto nell'esplicitazione di tutte le componenti del sistema decisionale (decisori, obiettivi, preferenze, ecc.), quanto nella controllabilità delle stime che caratterizzano le fasi più critiche (stima dei pesi vs. stima dei prezzi ombra) che permette di "seguire" il processo decisionale nel suo divenire e, quindi, almeno in linea di principio, di evitare eventuali distorsioni o errori da parte del valutatore o di altri attori istituzionali che intervengano a qualsiasi livello nel processo valutativo.

Allo stesso modo, i due approcci sembrano condividere gli stessi problemi dal punto di vista applicativo, che possono essere ricondotti ad una non chiara comprensione delle implicazioni delle ipotesi teoriche sottostanti a ciascun modello. In altri termini, la scelta di uno specifico modello decisionale è un passaggio cruciale se si vuole che esso riesca a catturare le caratteristiche essenziali della realtà che si cerca di modellizzare: la struttura di preferenze del decisore è, infatti, differente a seconda del decisore e del problema che si sta cercando di analizzare, per cui prima di scegliere un dato modello di valutazione degli investimenti è necessario interrogarsi sulla sua coerenza con la struttura di preferenze che si sta cercando di modellizzare.

Ad esempio, non sempre l'ACB tradizionale (basata sulla massimizzazione di funzioni di utilità separabili ed additive) risulta adatta per l'analisi di qualunque investimento territoriale a valenza ambientale. In molti casi, laddove esiste incertezza circa la conservazione di una risorsa naturale, sembra invece più adatto un approccio, sempre riconducibile all'ACB *latu sensu*, ma che è più vicino all'analisi costi-efficacia e che va sotto il nome di «approccio degli standards ambientali<sup>33</sup>» (Bernetti e Romano, 1992: 259-60). Lo stesso

---

<sup>33</sup> Questo approccio, particolarmente adatto a situazioni in cui esista incertezza forte circa gli stati di natura futuri, prevede l'inserimento di un vincolo di *safe minimum standard* (Ciriacy-Wantrup, 1952; Bishop, 1978) per la conservazione della risorsa naturale nel problema [11]. «L'aggiunta di uno o più vincoli [di questo tipo] riduce la regione di ammissibilità paretiana allo spazio delle possibilità produttive che soddisfano tale vincolo. In termini operativi ciò equivale a stabilire un ordinamento lessicografico fra l'obiettivo cui il vincolo si riferisce e gli



dicasi per l'AMC, dove la programmazione multi-obiettivo pesata «implica la massimizzazione di una funzione di utilità separabile e additiva negli attributi considerati», mentre, ad esempio, la *minimax goal programming* «implica la minimizzazione della massima disutilità, che conduce all'ottimizzazione di una funzione di utilità minimax dove la massima deviazione viene minimizzata» (Romero, 2001: 65-6) ed è pertanto maggiormente adatta alla modellizzazione di investimenti territoriali che rischiano di mettere a repentaglio la conservazione dell'ambiente. È, quindi, opportuno testare l'ipotesi di separabilità prima di scegliere quale modello adottare<sup>34</sup>.

A ben vedere, la differenza dei modelli cui si è appena accennato è riconducibile, sia in ambito di ACB che di AMC, alla metrica delle funzioni obiettivo (da massimizzare nell'ACB, da minimizzare nell'AMC): per  $p \in [1, \infty)$ , la funzione di utilità sottostante è di tipo additivo e separabile (per  $p = 1$  sarà lineare, per  $p = 2$ , quadratica, ecc.) e implica sempre un certo livello di compensatorietà tra gli obiettivi (anche se decrescente al crescere del parametro  $p$ ), mentre per  $p = \infty$  la funzione di utilità è di tipo minimax e non esiste alcuna compensatorietà tra gli obiettivi<sup>35</sup>. Tali funzioni sono passibili di alcune immediate interpretazioni economiche, che danno delle utili indicazioni circa l'utilizzazione di un modello piuttosto che un altro.

Adottare un modello caratterizzato da una metrica  $p = 1$  - come l'ACB tradizionale, la programmazione multi-obiettivo ponderata o la *compromise programming*  $L_1$  - significa che il decisore è interessato solo al massimo livello aggregato della funzione obiettivo e, quindi, alla «massima efficienza»

---

altri obiettivi previsti dalla funzione di benessere sociale: solo dopo che il primo sarà stato soddisfatto, potrà essere condotta a termine la massimizzazione (minimizzazione) della funzione obiettivo complessiva» (Bernetti e Romano, 1992: 260). Per una recente applicazione italiana di questo approccio, *cfr.* Romano, S., (2002).

<sup>34</sup> Ad esempio, nel caso dei modelli di AMC ciò può essere fatto con un test relativamente semplice dove il decisore si trova a confrontarsi con *trade-offs* piuttosto che con probabilità (Delquié e Luo, 1997).

<sup>35</sup> Più precisamente, per  $p = 1$  si ha un saggio marginale di sostituzione costante tra gli obiettivi, mentre  $p$  tendente ad infinito il saggio marginale di sostituzione tra obiettivi tende a zero (curve di indifferenza *à la* Leontief).



complessiva (Romero, 2001: 66): il risultato derivante da tali modelli decisionali potrebbe quindi essere estremamente sbilanciato verso alcuni obiettivi. Viceversa, modelli caratterizzati da una metrica  $p = \infty$  - come il metodo degli standard ambientali, la programmazione interattiva ponderata (Tchebycheff), il *reference point method* o la *compromise programming*  $L_\infty$  - conducono a scelte più bilanciate in termini di raggiungimento dei vari obiettivi o, come dice Romero (2001: 66) garantiscono la «massima equità» tra obiettivi. È questo un primo punto da considerare nella scelta del modello: orientamento del decisore verso l'efficienza aggregata o verso l'equità tra obiettivi.

Queste stesse considerazioni portano a concludere che, a seconda delle informazioni circa la natura degli impatti delle alternative progettuali a confronto, alcuni modelli risultano più indicati di altri. Ad esempio, nel caso in cui esista incertezza forte circa gli impatti futuri dell'investimento, ed in particolare se c'è il rischio che tali impatti siano irreversibili ed abbiano effetto su risorse naturali rare o addirittura uniche, allora è opportuno avere un atteggiamento prudentiale: ciò è quanto viene assicurato da modelli caratterizzati da una metrica  $p = \infty$  che, impiegando il principio minimax, consentono di seguire una strategia conservativa nel gioco con la natura (Bernetti e Romano, 1992). Per gli stessi motivi, ove il livello di incertezza e/o rischiosità degli impatti non è così dirompente, possono essere utilizzati modelli caratterizzati da compensatorietà tra gli obiettivi.

## **1.6 Conclusioni**

È ora, quindi, possibile fornire una risposta alle “domande rilevanti” proposte all'inizio. Da quanto detto, è evidente come non esista una superiorità *ex ante* di un approccio rispetto all'altro. Semmai, il principale vantaggio dell'AMC rispetto all'ACB risulta essere la minore quantità di assunzioni a priori e di proposizioni assiomatiche e la maggiore trasparenza delle informazioni trasmesse a tutti i soggetti coinvolti/interessati nel processo



valutativo, che rende tale approccio maggiormente flessibile e adatto ad una più vasta gamma di situazioni operative.

In sostanza, le ipotesi teoriche che sono alla base dell'ACB, ne consentono l'impiego in situazioni caratterizzate dal perseguimento di un ben definito obiettivo e da un'assenza di forti conflitti. Le difficoltà tecniche della valutazione dei prezzi ombra di beni *intangibles*, la costosità degli studi necessari per la valutazione monetaria degli impatti e la non linearità (e la presenza di soluzioni d'angolo) delle relazioni tra i diversi effetti di un investimento ambientale sono tutti elementi che rendono particolarmente difficoltosa l'applicazione dell'ACB in campo ambientale ad una scala territoriale. Sono questi i motivi per cui le ACB, nonostante la smisurata letteratura al riguardo, sono poi state relativamente poco utilizzate nella realtà<sup>36</sup>.

Viceversa l'AMC si presta alla modellizzazione di situazioni di scelta caratterizzate da investimenti che presentano obiettivi fortemente conflittuali, come nel caso di investimenti che prevedono l'uso multiplo delle risorse naturali. Il vantaggio dell'AMC sta nel non dover ricorrere al mercato quale meccanismo allocatore delle risorse e nel non fare ricorso ad un criterio normativo – il benessere sociale netto – troppo radicato nella logica economica di tipo utilitaristico, che spesso non rappresenta in maniera adeguata la molteplicità delle motivazioni che sono alla base del comportamento reale dei vari agenti, individui o soggetti collettivi, coinvolti a diverso titolo nel processo di investimento sul territorio.

Più in generale, l'analisi condotta in questo lavoro dimostra che è necessario testare l'ipotesi di separabilità della funzione di utilità del decisore prima di scegliere quale metrica adottare, sia nel caso di metodi che si rifanno all'ACB, che in quello di metodi di AMC.

---

<sup>36</sup> Tale situazione si è manifestata con particolare evidenza negli ultimi anni in cui, a fronte dei notevolissimi progressi nella valutazione monetaria di beni e servizi ambientali (testimoniata dalla numerosità di articoli pubblicato su tali temi nelle maggiori riviste specializzate), gli esercizi di ACB effettivamente condotti nelle decisioni di investimento a livello territoriale risulta relativamente modesta.



Ambedue gli approcci, però, rappresentano dei modelli eccessivamente rigidi per tener conto della “ricchezza” delle diverse situazioni operative. In sostanza, l’articolazione di una società complessa quale quella attuale e la rappresentazione di interessi fortemente conflittuali circa l’uso delle risorse naturali, specie quando gli investimenti sono diffusi sul territorio, dimostrano che l’adozione di modelli di tipo normativo, che necessariamente portano ad una semplificazione della realtà e fanno riferimento ad una razionalità a volte lontana dal sentire dei cittadini, risulti in processi decisionali le cui soluzioni sono percepite come sostanzialmente estranee dagli *stakeholders*. In altri termini, in una società complessa come la nostra, non sembra esserci possibilità di programmazione, senza che il consenso degli interessi coinvolti venga assunto a parametro influente delle decisioni (Zandri, 1995).

Da qui il profondo cambiamento istituzionale e normativo manifestatosi nel panorama nazionale negli ultimi 10-15 anni, caratterizzato dal fiorire di procedure ed ipotesi gestionali innovative che puntano a coinvolgere gli *stakeholders* nella fase istruttoria ed eventualmente nella fase decisionale del processo di pianificazione<sup>37</sup>. In questo caso, piuttosto che fare riferimento a criteri decisionali esogenamente dati, un ruolo centrale viene assunto dalla partecipazione e la composizione dei conflitti si attua attraverso la contrattazione politica fra le parti<sup>38</sup>. Inoltre, ad una razionalità “sostanziale”, più o meno connessa ad ipotesi assiomatiche circa il comportamento dei decisori ed a generiche funzioni obiettivo da perseguire, si sostituisce una razionalità di tipo “procedurale” (*cf.* Simon, 1976), che in linea di principio

---

<sup>37</sup> Il principio del *public involvement* è variamente recepito dalla legislazione ambientale nazionale e internazionale. Un primo esempio nel campo della gestione delle risorse naturali è dato dalla normativa relativa alla valutazione di impatto ambientale (L.n. 346/86) che prevede il coinvolgimento del pubblico nella fase istruttoria del processo di valutazione. Altro esempio è quello relativo alla legge quadro sui parchi (L.n. 394/91) che prevede nei diversi organi direttivi dei parchi rappresentanti delle associazioni locali e delle associazioni naturalistiche.

<sup>38</sup> Resta naturalmente da vedere se il mercato politico sia un allocatore di risorse migliore o peggiore dei meccanismi previsti dai modelli di scelta basati sull’ACB e sull’AMC.



dovrebbe consentire anche processi di apprendimento nel corso dell'individuazione e della realizzazione degli investimenti<sup>39</sup>.

In un contesto siffatto, in cui addirittura viene messa in discussione la possibilità che le alternative siano esogenamente date ai decisori ma debbano essere viceversa ricercate attraverso la partecipazione degli *stakeholders* (*cfr.* Oneto, 1997), è evidente che modelli decisionali quali quelli che abbiamo analizzato nei paragrafi precedenti non siano adatti. Tuttavia, anche in tali contesti l'AMC mostra un vantaggio comparato rispetto all'ACB. Infatti, pur depurati della loro componente decisionale, i modelli che si rifanno all'AMC continuano a mantenere una loro valenza come strumenti di aiuto alle decisioni che consentono di "leggere" il territorio secondo diverse dimensioni (i criteri) e, quindi, fornire agli *stakeholders* la necessaria base informativa per poter confrontarsi e, eventualmente, comporre i conflitti secondo una negoziazione politica trasparente<sup>40</sup>.

Anche in questo caso, tuttavia, non mancano problemi, che verosimilmente rappresentano la frontiera dal punto di vista della ricerca nel campo dei metodi di supporto alle decisioni nella pianificazione territoriale per i prossimi anni. Al riguardo, alcune "domande rilevanti" possono essere le seguenti:

- a) accertato che non esiste un insieme di indicatori che consenta una lettura del territorio universalmente valida, è possibile definire degli insiemi di indicatori specifici per grandi categorie di investimenti?
- b) quali sono le implicazioni delle diverse modalità di aggregazione dei diversi indicatori? In altri termini, coerentemente con quanto visto precedentemente nel caso dei modelli di AMC, perché normalmente si

---

<sup>39</sup> L'ipotesi di riferimento è quella di sistemi sociali ed ecologici che "coevolvono" nel corso del tempo, verso nuove forme e nuovi equilibri (o disequilibri) in maniera interdipendente (*cfr.* Norgaard, 1984).

<sup>40</sup> Ad esempio, una recente applicazione di Bernetti e Fagarazzi (2002) all'Empolese-val d'Elsa mostra come l'impiego di modelli multicriteriali geografici possa mostrarsi utile nell'analisi delle potenzialità del territorio e nella successiva composizione dei conflitti che emergono rispetto alle opzioni conservazione/sviluppo.





effettua un'aggregazione di tipo additivo? Si tratta di una procedura corretta in tutte le situazioni operative?

- c) è possibile individuare le principali categorie di conflitti a seconda delle diverse tipologie di investimenti e di ambienti operativi? È possibile modellizzare tali categorie e classificare delle procedure operative che ne possano assicurare una risoluzione/composizione?
- d) quali strumenti di aiuto possono essere individuati per facilitare la partecipazione degli *stakeholders* e degli esperti? In altre parole, quale è il giusto equilibrio tra democrazia e competenze tecniche? E in che modo può essere assicurata l'efficacia di tale partecipazione?
- e) in che modo è possibile assicurare la sostenibilità in un contesto di pianificazione territoriale "partecipata"?

## **BIBLIOGRAFIA**

Albani, M., e Romano, D., 1998. "Total Economic Value and Evaluation Techniques". In Bishop, R.C., e Romano, D., (a cura di). *Environmental Resource Valuation: Applications of the Contingent Valuation Method in Italy*. Kluwer Academic Press. Boston: 47-71.

Arrow, K.J., 1967. "Public and Private Values". In S. Hook (ed.). *Human Values and Economic Policy*. New York University Press. New York.

Arrow, K.J., e Fisher, A.C., 1974. Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility. *Quarterly Journal of Economics* 88: 313-9.

Ballestero, E., e Romero, C., 1991. A Theorem Connecting Utility Function Optimization and Compromise Programming. *Operations Research Letters* 10 (Oct.): 421-7.

Ballestero, E., e Romero, C., 1993. Weighting in Compromise Programming: A Theorem on Shadow Prices. *Operations Research Letters* 13 (June): 325-9.

Becker, G.S., 1965. A Theory of allocation of time. *Economic Journal* 75: 493-517.



Benayoun, R., de Montgolfier, J., Tergny, T. e Laritchev, O., 1971. Linear Programming with Multiple Objective Functions: Step Method (STEM). *Mathematical Programming* 1.

Bernetti, I., 1992. “L’impiego dell’analisi multicriteriale nella pianificazione delle risorse forestali”. Tesi di Dottorato di Ricerca. Dipartimento Economico Estimativo Agrario e Forestale, Università degli Studi di Firenze, a.a. 1990-91.

Bernetti, I., 1993. L’impiego dell’analisi multicriteriale nella gestione forestale. *Rivista di economia agraria* a. XLVIII (3): 435-84.

Bernetti, I., e Casini, L., 1994. “Un’analisi critica delle tecniche di pianificazione delle risorse pubbliche”. In Trevisan, G., (a cura di). *L’impresa agraria: attuali problemi di organizzazione e di gestione*. Il Mulino. Bologna: 255-85.

Bernetti, I., e Fagarazzi, C., 2002. L’impiego dei modelli multicriteriali geografici nella pianificazione territoriale. *Aestimum* (in corso di stampa).

Bernetti, I., e Romano, D., 1992. “Un confronto fra metodologie alternative per la valutazione e la gestione delle risorse ambientali”. Atti del 1° Incontro di Studi Italo-spagnolo del CeSET, Firenze, 9.1.1992. In *Aestimum*, num. spec. (dicembre): 239-69.

Bishop, R.C., 1978. Endangered Species and Uncertainty: The Economics of a Safe Minimum Standard. *American Journal of Agricultural Economics* 60 (1): 10-8.

Bishop, R.C., e Romano, D., (a cura di) 1998. *Environmental Resource Valuation: Applications of the Contingent Valuation Method in Italy*. Kluwer Academic Press. Boston.

Boadway, R., e Bruce, N., 1984. *Welfare Economics*. Blackwell. Oxford.

Bove, E., e Gajo, P., (a cura di) 2002. *Gestione delle risorse naturali nei territori rurali e nelle aree protette: aspetti economici, giuridici ed estimativi*. Atti del XXX Incontro di Studi del CESET. Potenza, 5-6 ottobre 2000. Centro Stampa 2P. Firenze.

Bresso, M., Russo, R., e Zeppetella, A., 1985. *Analisi dei progetti e valutazione di impatto ambientale. Aspetti economici e territoriali*. Franco Angeli. Milano.

CESET, 1990. *La valutazione del danno ambientale: aspetti economico-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*.



Atti del XIX Incontro di Studi del CESET. Milano, 31 marzo 1989. Centro Stampa 2P. Firenze.

CESET, 1991. *Sviluppo sostenibile nel territorio: valutazione di scenari e di possibilità*. Atti del XXI Incontro di Studi del Ce.S.E.T. Perugia, 8 marzo 1991. Centro Stampa 2P. Firenze.

CESET, 1992. *Prospettive della ricerca nel settore dell'estimo operativo*. Atti del 1° Incontro di Studi Italo-spagnolo del CeSET, Firenze, 9.1.1992. In *Aestimum*, num. spec. (dicembre).

Charnes, A., e Cooper, W.W., 1961. *Management Models and Industrial Applications of Linear Programming*, vol. 1. Wiley. New York.

Ciriacy-Wantrup, S.V., 1952. *Resource Conservation: Economics and Policies*. University of California Press. Berkeley.

Cochrane, J.L., e Zeleny, M., (eds.) 1973. *Multiple Criteria Decision Making*. University of South Carolina Press. Columbia.

Conti, S., 1996. *Geografia economica*. UTET. Milano.

Cox, E., 1994. *The Fuzzy Systems Handbook: A Practitioners Guide to Building, Using, and Maintaining Fuzzy Systems*. AP Professional. Boston.

Cummings, R.G., Brookshire, D.S., e Schulze, W.D., 1986. *Valuing Environmental Goods: An Assesment of the Contingent Valuation Method*. Rowman & Allanheld. Totowa.

Dasgupta, A.K., e Pearce, D.W., 1972. *Cost-Benefit Analysis. Theory and Practice*. McMillan. London.

Delquí, Ph., e Luo, M., 1997. A Simple Trade-off Condition for Additive Multiattribute Utility. *Journal of Multi-Criteria Analysis* (6): 248-52.

Dyer, J.S., 1977. On the Relationship Between Goal Programming and Multiattribute Utility Theory. Discussion Paper no. 69. Management Science Study Center. University of California. Los Angeles.

Fedrizzi, M., Kacprzyk, J., e Zadrozny, S., 1987. "An Interactive User Friendly Decision Support System for Consensus Reaching Based on Fuzzy Logic with Linguistic Quantifiers". In Gupta, M., e Yamakawa, T., (eds.). *Fuzzy computing*. North-Holland. Amsterdam.

Geoffrion, A.M., 1965. A Parametric Programming Solution to the Vector Maximum Problem, with Applications to Decision Under Uncertainty.



Operations Research Program Tech. Rep. 11, Stanford University. Stanford, CA.

Haimes, Y.Y., e Chankong, V., (a cura di) 1985. *Decision Making with Multiple Objectives*. Springer Verlag. Berlin.

Henry, C., 1974. Option Values in the Economics of Irreplaceable Assets. *Review of Economic Studies* 41: 89-104.

van Huylenbroeck, G., 1990. "The Average Value Ranking Method for Multicriteria Problems with Ordinal Priorities". Proceedings of the 31<sup>st</sup> Meeting of European Workgroup on Multiple Criteria Decision Making. Delft.

Ignizio, J.P., 1976. *Goal Programming and Extension*. Lexington Book. Massachusetts.

Kacprzyk, J., 1986. Group Decision Making with a Fuzzy Majority. *Fuzzy Sets and Systems*, vol. 18.

Keeney, R.L., e Raiffa, H., 1976. *Decision With Multiples Objectives: Preferences and Value Tradeoffs*. Wiley. New York.

Koopmans, T.C., 1951. "Analysis of Production as an Efficient Combination of Activities". In Koopmans, T.C., (ed.). *Activity Analysis of Production and Allocation*. Wiley. New York.

Kuhn, H.W., e Tucker, A.W., 1951. "Nonlinear programming". In Neyman, J., (ed.). *Proceedings of the Second Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*. University of California Press. Berkeley.

Lancaster, K., 1965. A New Approach to Consumer Theory. *Journal of Political Economy* 74: 132-57.

Monke, E.A., e Pearson, S.R., 1989. *The Policy Analysis Matrix for Agricultural Development*. Cornell University Press. Ithaca.

Nijkamp, P., 1989. "Multicriteria Analysis: A Decision Support System for Sustainable Environmental Management". In Archibugi, F., e Nijkamp, P., (eds.). *Economy and Ecology: Towards Sustainable Development*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

Norgaard, R.B., 1984. Coevolutionary Development Potential. *Land Economics* 60 (2): 160-73.

Nuti, F., 2001. *La valutazione economica delle decisioni pubbliche*. Giappichelli. Torino.



Oneto, G., 1997. *Manuale di pianificazione del paesaggio*. Il Sole 24 Ore – Pirola. Milano.

Pagiola, S., 1991. “Use of Cost-Benefit Analysis and the Policy Analysis Matrix to Examine Environmental and Natural Resource Problems”. Agricultural Policy Analysis Project, Phase II (APAP II), Aid Contract n. DAN-4084-Z-00-8043-00. USAID, Bureau of Science and Technology, Office of Agriculture. Bethesda, MD.

Romano, D., 1989. “Alcune osservazioni sul valore economico ambientale e sulle sue componenti”. Atti del XIX Incontro di Studi del CESET. su “La valutazione del danno ambientale”. Milano, 31 marzo 1989: 193-207.

Romano, D., 1999. “Evaluation of Irrigation Projects. Theories and Methodologies”. Master Course on “Land and Water Resources Management – Irrigated Agriculture”. Module 6, Week 4. Institut Agronomique Mediterranee Bari, 7-9 June 1999.

Romano, D., 2002. “An Assessment of Italian Environment Valuation Studies”. In Atti della International Conference on “Economic Valuation of Environmental Goods”. FEEM - Fondazione Eni Enrico Mattei and CORILA - Consortium for Managing the Coordination Centre of the Research Activities Concerning the Venice Lagoon System. Venice, May 11th, 2001.

Romano, S., 2002. “L’approccio degli standard minimi di sicurezza (SMS) come scelta di politica ambientale nella gestione delle risorse naturali”. In Bove, E., e Gajo, P., (a cura di). *Gestione delle risorse naturali nei territori rurali e nelle aree protette: aspetti economici, giuridici ed estimativi*. Atti del XXX Incontro di Studi del CESET. Potenza, 5-6 ottobre 2000. Centro Stampa 2P. Firenze: 19-56.

Romero, C., 1991. *Handbook of Critical Issues in Goal Programming*. Pergamon Press. Oxford.

Romero, C., 2001. Extended Lexicographic Goal Programming: A Unifying Approach. *Omega* 29: 63-71.

Romero, C., e Rehman, T., 1989. *Multiple Criteria Analysis for Agricultural Decision*. Elsevier. Amsterdam.

Romero, C., Tamiz, M., e Jones, D.F., 1998. Goal Programming, Compromise Programming and Reference Point Method Formulations: Linkages and Utility Interpretations. *Journal of the Operational Research Society* 49: 986-91.



Roy, B., 1976. Partial preferences analysis and decision aid: the fuzzy outranking relation concept. SEMA. Paris.

Saaty, T.L., 1980. *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority, Setting, and Resource Allocation*. New York: McGraw-Hill.

Schmalensee, R., 1972. Option Demand and Consumer's Surplus: Valuing Price Changes Under Uncertainty. *American Economic Review* 62: 813-24.

Simon, H.A., 1976. From Substantive to Procedural Rationality. In Latsis, S. (ed.). *Method and Appraisal in Economics*. Cambridge University Press. Cambridge.

Wallenius, J., 1975. Comparative Evaluation of Some Interactive Approaches to Multicriterion Optimization. *Management Science* 21.

Weisbrod, B.A., 1964. Collective-Consumption Services of Individual-Consumption Goods. *Quarterly Journal of Economics* 78: 471-77.

Yager, R., 1978. Competitiveness and Compensation in Decision Making: A Fuzzy Set Based Interpretation. Yona College Tech. Rep. RRY 78-14. New Rochelle.

Yu, P.L., 1973. A Class of Solutions for Group Decision Problems. *Management Science* 19: 936-46.

Yu, P.L., 1985. *Multiple Criteria Decision Making: Concepts, Techniques and Extensions*. Plenum. New York.

Zadeh, L.A., 1963. Optimality and Non-Scalar-Valued Performance Criteria. *IEEE Transaction on Automatic Control* AC-8: 59-60.

Zandri, M., 1995. "Interessi locali e composizione dei conflitti". In AA.VV. *Compatibilità delle attività agro-forestali nelle aree protette*. Atti delle Giornate di studio sul "Global Change" – 3<sup>a</sup> giornata. Accademia dei Georgofili. Firenze: 173-87.

Zeleny, M., 1973. "Compromise programming". In Cochrane, J.L., e Zeleny, M., (eds.). *Multiple Criteria Decision Making*. University of South Carolina Press. Columbia: 262-301.

Zeleny, M., 1974. A Concept of Compromise Solutions and the Method of the Displaced Ideal. *Computers and Operations Research* 1 (4): 479-96.

Zeleny, M., 1976. "The Theory of Displaced Ideal". In Zeleny, M., (ed.). *Multiple Criteria Decision Making*. Springer Verlag. New York: 154-206.



Zeleny, M., 1982. *Multiple Criteria Decision Making*. McGraw-Hill. New York.



## 2 MODELLI DI VALUTAZIONE AMBIENTALE

**Iacopo Bernetti<sup>41</sup>**

*Dipartimento di Economia Agraria  
e delle Risorse Territoriali  
Università degli Studi di Firenze*

---

### 2.1 *Introduzione*

Lo sviluppo economico consiste, in definitiva, di una serie di attività progettuali (formali o informali) più o meno coordinate fra loro. Nuove infrastrutture di comunicazione, permessi di edificazione di attività residenziali, commerciali o industriali, sono tutti elementi di questo processo di sviluppo. Nella maggior parte dei paesi sviluppati, per la realizzazione di attività progettuali che incidano considerevolmente sull'assetto del territorio è richiesto una approvazione da parte di autorità specificatamente costituite. Questo regime autorizzativo è determinato dal fatto che ai progetti di sviluppo sono generalmente associati impatti più o meno considerevoli. La grande varietà dei possibili impatti sul sistema sociale, economico e ambientale costringe l'autorità preposta a rilasciare le autorizzazioni a confrontarsi con due ordini di problemi: identificare gli impatti e valutare la migliore opzione per garantire uno sviluppo economico sostenibile con la conservazione ambientale. Lo scopo delle valutazioni di ambientali è di fornire un supporto alle decisioni allo scopo di identificare e valutare dal punto di vista sociale e ambientale le alternative progettuali per conseguire azioni di sviluppo

---

<sup>41</sup> Professore ordinario di Economia ed Estimo Forestale





economico. Anche l'Unione Europea nel *Fifth Action Programme* identifica la valutazione di impatto ambientale come uno strumento fondamentale finalizzato al raggiungimento di uno sviluppo sostenibile: “dato l'obbiettivo di raggiungere uno sviluppo sostenibile, sembra almeno logico, se non essenziale, applicare una valutazione delle implicazioni ambientali di ogni piano, politica o programma”. La valutazione ambientale resta comunque un campo di studio che coinvolge una ampissima gamma di problematiche applicative, ben lontano dall'essere ancora completamente risolte.

## ***2.2 Le basi metodologiche della valutazione ambientale tramite indici***

La valutazione di impatto ambientale consiste, operativamente, nel prevedere gli effetti di ogni possibile azione di pianificazione (progetto, politica, programma) sul sistema sociale e ambientale prima che l'azione sia posta in essere e quindi prima che tali impatti si manifestino. Ovviamente questo rappresenta più un riferimento ideale che un obbiettivo effettivamente realizzabile. Perciò una valutazione di impatto ambientale corretta rappresenta essenzialmente un supporto basato sulle migliori informazioni disponibili, finalizzato all'aiuto a chi deve applicare un regime autorizzativo piuttosto che un metodo per garantire l'assenza di impatti negativi da parte dei progetti.

Dal punto di vista applicativo la valutazione di impatto ambientale è costituita da tre fasi principali:

- ricognizione degli aspetti giuridici, normativi ed amministrativi
- valutazione degli impatti ambientali
- identificazione e valutazione delle opzioni progettuali praticabili



### *Il processo di valutazione degli impatti ambientali*

La seconda fase di una valutazione di impatto ambientale consiste nel cosiddetto *studio di impatto ambientale* (SIA). Lo studio di impatto ambientale viene a sua volta strutturato in fasi sostanzialmente condivise dalla maggior parte degli studiosi in materia:

Descrizione del progetto. In questa fase si definisce la necessità della attività progettuale, il suo scopo, le modalità attuative (almeno di massima) ed il territorio in cui l'attività da valutare viene inserita.

Descrizione preliminare dell'ambiente sociale e ambientale. In tale fase vengono raccolte tutte le informazioni già disponibili relative al territorio, ai suoi aspetti geografici, geolitologici, climatici e naturalistici e alla struttura socio-economica.

Screening. Nella fase di *screening* la descrizione del progetto e la descrizione preliminare del territorio sono considerate congiuntamente al fine di stabilire se è necessario procedere con ulteriori specifiche analisi di impatto ambientale. Generalmente ciò dipende, salvo specifiche indicazioni normative, dai seguenti fattori:

- Dimensioni del progetto: progetti di grandi dimensioni (in termini di impiego di risorse naturali o di prevedibili scale di impatto) dovrebbero essere sottoposti a valutazione
- Fragilità ambientale e sociale dell'ambiente circostante: ambienti fragili dal punto di vista ambientale o che ospitano comunità storicamente e socialmente sensibili dovrebbero essere sottoposti a valutazione di impatto.
- Strumenti di tutela già esistenti. Azioni già sufficientemente tutelate, se sono soddisfatte le due condizioni precedenti, possono non essere sottoposte a valutazione ambientale.

#### **Alcuni esempi.**



- Realizzazione di viabilità ordinaria forestale in un bosco di pino radiata per produzione legnosa: Dalla descrizione del progetto si riscontra che la strada necessaria è lunga solamente 7500 metri, quindi la dimensione del progetto è limitata. Nella descrizione dell'ambiente si recepiscono la cartografia di base e quella geologica dalle quali si evince che il bosco non presenta aspetti di pregio naturalistico e le pendenze e la geolitologia non preludono a rischi di stabilità geologica. Risultato della fase di screening: il progetto può essere realizzato senza ulteriori analisi di impatto ambientale.
- Richiesta di variazione del piano regolatore per la realizzazione di un nuovo lotto edificabile. Dalla descrizione del progetto si riscontra che la superficie richiesta è considerevole, circa 100 ettari, compresa viabilità e spazi sussidiari; inoltre le opere previste (collegamento a linee elettriche, scarichi, aumento di traffico veicolare) possono generare potenziali impatti sull'ambiente circostante. Dalla descrizione territoriale si evidenzia che la zona rientra in una Area protetta di Interesse Locale, nei pressi della zona interessata dal progetto si trovano uno stagno artificiale abbandonato ora riserva WWF ed un bosco misto di latifoglie. La zona costituisce una risorsa importante per lo svago all'aria aperta della popolazione locale. Gli strumenti di tutela (in deroga al PRG) non risultano sufficienti a garantire l'assenza di impatti rilevanti. Risultato della fase di *screening*: è necessario uno studio più approfondito dell'impatto ambientale.

*Scoping*. Nello *scoping* si identificano un sottoinsieme di aspetti significativi da un più ampio insieme di potenziali impatti. Tale fase è fondamentale, in quanto sarebbe troppo costoso, in termini di tempo e di risorse finanziarie per la gestione del territorio, considerare in dettaglio ogni fenomeno concernente l'ambiente interessato dal progetto. Inoltre non è mai effettivamente necessario realizzare studi originali e dettagliati su ogni



componente del sistema territoriale. Quasi sempre gli impatti realmente significativi sono relativi a aspetti specifici. Questo non significa che gli altri aspetti debbono essere ignorati, ma semplicemente che non sono prioritari. Uno strumento molto utile per la realizzazione pratica del processo di *scoping* è rappresentato dalle così dette *check-list* che riportano un elenco di tutti i potenziali impatti. In appendice 1 è riportata, a titolo di esempio la *check list* elaborata dal gruppo di lavoro Impatto Ambientale della Società Italiana di Ecologia. Oltre a quelle a carattere generale, esistono *check list* specifiche per settore. Gli stessi criteri per una gestione forestale sostenibile descritti nella parte prima, capitolo 5 possono essere impiegati come *check list* per progetti di rilevante dimensione che coinvolgono la gestione di risorse forestali di elevato valore ambientale.

Studi settoriali di base. Gli studi settoriali di base concernono i fattori di impatto che sono stati identificati come prioritari nella fase di studio precedente. Lo scopo di tali ricerche è quello di costituire per le diverse discipline coinvolte una base informativa relativamente alle **metodologie** (basi teoriche, modelli, ecc) ed ai **dati necessari** alla valutazione degli impatti alla loro gestione nonché alle eventuali azioni di mitigazione.

Gli strumenti e i modelli impiegati per la valutazione degli impatti, la definizione dei fattori di rischio e le eventuali azioni di mitigazione debbono essere strettamente coerenti con i principi teorici che stanno alla base delle diverse discipline scientifiche coinvolte. D'altro canto i dati raccolti negli studi di base debbono essere impiegabili ed il più possibile valorizzati (dato che generalmente sono molto costosi) nella costruzione degli indici di valutazione.

Gli strumenti metodologici e modellistici impiegabili nella valutazione e predizione degli impatti ambientali proposti negli ultimi 30-40 anni sono molti e differiscono nella filosofia di base e conseguentemente nell'approccio metodologico. Alcune dei principali fattori di differenziazione sono i seguenti.

Identificare solamente gli impatti diretti o tentare di identificare anche gli effetti indotti. Gli impatti diretti (*first order impact*) sono quelli causati dal



progetto stesso ad una specifica componente ambientale. Gli effetti indotti sono invece estremamente più complessi sia nella identificazione geografica che nel determinare su quale caratteristica del territorio essi agiscono. Per esempio, la morte della popolazione ittica di un corso d'acqua a causa dell'inquinamento è un impatto diretto. La diminuzione dei redditi della popolazione per effetto della diminuzione della produttività della pesca commerciale è un effetto indiretto. Gli impatti indiretti possono essere numerosi e di difficile identificazione. Per esempio, un effetto dell'inquinamento potrebbe essere la diminuzione delle presenze turistiche, e quindi dei redditi da queste derivanti.

Trattare gli impatti come eventi deterministici, probabilistici o possibilistici.

L'impiego di modelli deterministici conduce a risultati quantitativi in cui ad una certa causa deriva un effetto determinato e considerato certo. Per esempio, il disboscamento di una certa pendice conduce ad un aumento dei deflussi stimabile con una certa esattezza. Nei modelli probabilistici il risultato della valutazione è rappresentato da un valore di probabilità. Per esempio, "l'immissione di una determinata concentrazione di inquinante aumenta la probabilità di estinzione delle popolazioni in un fiume del 50%". I sistemi deterministici sono spesso estremamente utili ai fini delle valutazioni, ma hanno un campo di applicazione ristretto. Infatti solamente per un numero limitato di impatti esistono modelli quantitativi applicabili. Inoltre generalmente questi modelli base necessitano di molti dati difficili e costosi da raccogliere *in loco*. Non è infine quasi mai possibile trasferire i risultati ottenuti da una valutazione ad un caso leggermente diverso senza ripetere completamente l'analisi. I modelli probabilistici hanno il vantaggio di riconoscere l'incertezza insita in un sistema complesso, come quello ambientale e territoriale. Per contro sono ancora più complessi e di limitata applicazione rispetto ai modelli deterministici. Recentemente si stanno sviluppando modelli cosiddetti "possibilistici", basati su una modellizzazione



matematica delle probabilità soggettive e sulla esperienza espressa da esperti nelle specifiche discipline coinvolte nella valutazione. Tali metodi, che si basano su approcci di “logica sfocata” (*fuzzy logic*) forniscono un *output* concettualmente simile a quello dei modelli probabilistici, ma dovrebbero essere di più ampia e semplice applicazione.

Valutare gli impatti in modo statico oppure dinamicamente considerando i cambiamenti nel tempo. Alcuni metodi consentono di valutare un impatto costante come entità o come flusso, altri invece tentano di valutare l’evoluzione temporale degli impatti.

Impiegare valutazioni realizzate da esperti oppure impiegare anche valutazioni espresse dalla popolazione interessata. Per alcuni fenomeni estremamente complessi è sicuramente indispensabile almeno una prima analisi effettuata da esperti. La partecipazione pubblica però appare sempre importante per valutare gli effetti sociali degli impatti sulla popolazione interessata. Resta comunque spesso difficile applicare la partecipazione pubblica ad impatti su aspetti di lungo periodo o che coinvolgono rischi difficili da comunicare in termini largamente comprensibili.

Aggregare gli impatti in un singolo indicatore di efficienza ambientale globale del progetto oppure presentare separatamente gli effetti sull’ambiente. La ricerca di un unico indicatore omnicomprensivo di tutti gli impatti ambientali è spesso difficile e presenta sempre problematiche non superabili in modo soddisfacente. D’altro canto limitarsi ad una valutazione separata per ciascun impatto non aiuta il responsabile del procedimento autorizzativo nella decisione se accettare o respingere il progetto. E’ opinione largamente condivisa che la soluzione più utile è quella di presentare un processo di valutazione il più possibile completo, ma trasparente e ripercorribile, in modo da fornire tutte le informazioni possibili per l’aiuto alla decisione.

Misurare o valutare gli impatti. La distinzione è sottile ma fondamentale. La misurazione degli impatti non fornisce una valutazione sulla gravità di un impatto negativo o sulla desiderabilità di un impatto positivo. Per esempio, la



stima che la costruzione di una ferrovia può portare alla morte di 15 caprioli all'anno, è una misurazione. La probabilità che tale perdita non sia sostenibile dal territorio con conseguente rischio di estinzione della popolazione stessa è invece una valutazione.

#### *Basi metodologiche per la costruzione di un indice ambientale*

Risulta evidente che l'efficienza dell'intero processo di valutazione dalla possibilità di disporre di indici in grado esprimere le modificazioni e gli impatti generati dalle diverse alternative progettuali. Può essere perciò utile ripercorrere uno schema metodologico attraverso cui si perviene alla costruzione di un indice. A questo scopo bene si presta lo schema proposto da LAZARFELD (1969).

Secondo tale autore il processo di specificazione di un indice si può articolare in quattro fasi:

- i) individuazione sintetico-intuitiva dell'insieme o del concetto da sottoporre ad analisi;
- ii) specificazione dell'insieme attraverso l'individuazione dei suoi aspetti o dimensioni;
- iii) scelta degli indicatori significativi rispetto alle dimensioni individuate e loro valutazione empirica;
- iv) costruzione di indici sintetici che rappresentino l'aggregazione degli indicatori significativi in relazione alle dimensioni scelte come costitutive dell'insieme.

Lo schema qui presentato, pur avendo validità generale, conduce ad algoritmi di valutazione differenti a seconda della struttura dell'insieme da analizzare. Infatti il concetto a cui tale insieme si riferisce può avere significato **univoco** come p.e. "reddito ritraibile" o "unità lavorative impiegate" o "deflusso idrico", oppure **equivoco** come p.e. "valore naturalistico del territorio", "valore del territorio come *habitat* per specie animali" o "valore



ricreativo del territorio". Tale differenza è determinante per le successive fasi di specificazione dell'indice. Infatti nel primo caso aspetti e dimensioni possono essere dedotti direttamente dalla definizione dell'insieme e la precisione dell'indice individuato dipende esclusivamente da problemi di carattere strumentale e di accuratezza dei dati disponibili.

Nel secondo caso invece si è necessario ricorrere ad una operazione di **deduzione logica** degli aspetti significativi e ad una conseguente **modellizzazione logica** finalizzata alla formazione di indici sintetici.

Nel primo caso si hanno **indicatori tecnici**, le cui variabili possono essere correlate attraverso la definizione di una equazione o di un sistema di equazioni (modello fisico, statistico, econometrico, ecc.): la relazione fra indicatore ed insieme risulta perciò definita in termini deterministici o probabilistici. In appendice 2 sono riportati alcuni indici tecnici impiegabili per la valutazione di alcuni impatti relativi a attività che coinvolgono risorse forestali.

Nel secondo caso invece si hanno **indici logici** e la modellizzazione assume carattere logico-qualitativo, dove con tale locuzione si intende il collegamento di un insieme di fatti attraverso regole logiche empiriche, finalizzato all'emissione di giudizi. I fatti sono rappresentati da variabili logiche che esprimono il verificarsi o meno di uno specifico aspetto dell'insieme di riferimento (punto *(ii)* del schema di Lazarsfeld) e le regole sono costituite da operatori logico-matematici che collegano fra loro i diversi aspetti che definiscono l'insieme in esame (punto *(iii)* e *(iv)*). Il modello logico rappresenta la formalizzazione della linea di ragionamento seguita da un esperto nel processo mentale di elaborazione di un giudizio. In definitiva il modello logico rappresenta la formalizzazione della linea di ragionamento seguita da un esperto nel processo mentale di elaborazione di un giudizio. Per tale motivo i sistemi informatici che impiegano modelli logici vengono definiti *Sistemi Basati sulla Conoscenza*. Lo sviluppo e la diffusione dei sistemi informatici ha portato negli ultimi anni ad un incremento esponenziale nel





numero di applicazioni dei modelli logici. Parallelamente si sono avuti notevoli progressi nello studio teorico della logica matematica applicata alla modellizzazione del ragionamento umano. Il progresso più significativo in questo campo è dovuto al superamento della tradizionale logica a due valori (Vero/Falso), cioè dalla logica basata su variabili definite nell'intervallo discreto  $\{0,1\}$ , per una logica ad infiniti valori, detta **logica sfocata** o «*fuzzy logic*», nella quale la variabile logica può assumere un qualsiasi valore (di verità) nell'intervallo continuo  $[0,1]$ . Di seguito saranno esposte alcune nozioni di base di logica sfocata.

La nozione di insieme sfocato ed il concetto di funzione di appartenenza.

La funzione caratteristica che definisce un insieme "classico" assegna un valore 0 o un valore 1 ad ogni elemento in esame, discriminando quindi in maniera dicotomica fra elementi appartenenti al dato insieme ed elementi non appartenenti ad esso. Tale concetto può essere generalizzato in modo tale che i valori assegnati a ciascun elemento cadano all'interno di un intervallo continuo  $[0,1]$ , creando così un indice che esprima il grado di appartenenza di ciascun elemento all'insieme considerato: valori prossimi a 1 indicano così un elevato grado di appartenenza all'insieme, mentre viceversa, valori prossimi a 0 indicano uno scarso grado di "affinità" dell'elemento alla definizione che caratterizza l'insieme. Tale funzione è detta **funzione di appartenenza** e l'insieme che ne deriva è detto **insieme sfocato**. Questo metodo è stato sviluppato in particolare nel Nord America a partire dagli anni '70 per i principali fattori ambientali da sottoporre a valutazione di impatto. Esempi significativi di funzioni di appartenenza applicate all'analisi ambientale sono le curve elaborate da Canter e Hill per la valutazione della qualità ambientale delle foreste. Dalla analisi della figura 1 si può notare le principali caratteristiche di questi modelli. In particolare sull'asse delle ascisse è riportato il valore fisico misurato mentre su quello delle ordinate abbiamo una valutazione della qualità.

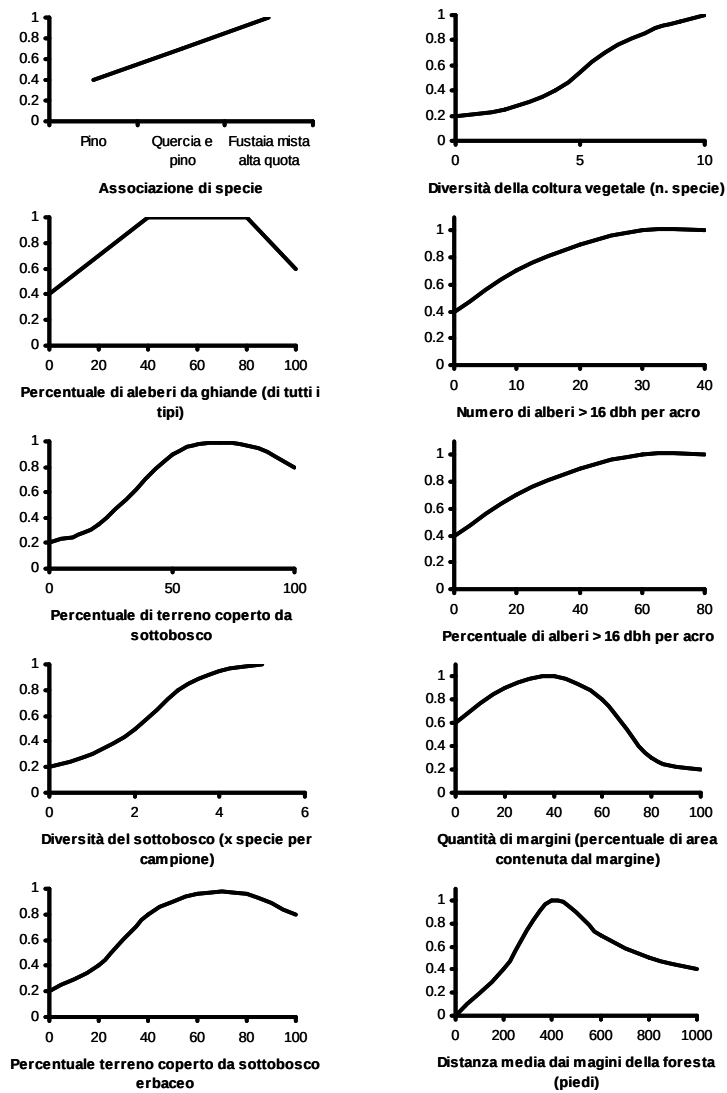


Figura 1 – Esempi di indici sfocati. (Canter L.W. Hill L.G. Handbook of Variables for Environment Impact Assessment)



E' evidente come tali in tali modelli sia insito un giudizio di valore, che ha comunque aspetti di soggettività ed imprecisione. E' evidente che pur essendo le curve basate su una esperienza soggettiva del ricercatore, tale metodo ha il vantaggio di rendere la valutazione largamente applicabile a costi contenuti, trasparente e ricostruibile, permettendo infine di confrontare con un unico metro le diverse possibili opzioni al progetto.

#### Le forme funzionali

Esiste una vasta tipologia di funzioni sfocate (a volte chiamate anche funzioni di normalizzazione):

- funzioni lineari
- funzioni lineari segmentate
- funzioni non lineari
- funzioni non lineari segmentate

La funzione sfocata più semplice, riportata in figura 2, è quella lineare. L'equazione di tale funzione è:

$$I = \begin{cases} aX & \text{se } X < b \\ 1 & \text{se } X \geq b \end{cases}$$

con  $I$  valore dell'indice (fra 0 e 1) e  $X$  variabile ambientale misurata in termini fisici.

Funzioni di questo tipo indicano ovviamente una proporzione diretta, almeno fino al valore limite  $b$  fra parametro e valore ambientale.

La linea retta può non passare dall'origine. Se, anche per valori pari a zero del parametro  $X$ , si ha un certo valore ambientale  $c$  l'equazione ha la seguente forma (seconda funzione della figura 2).



$$I = \begin{cases} c + aX & \text{se } X < b \\ 1 & \text{se } X \geq b \end{cases}$$

Se invece è necessario che il parametro raggiunga un certo valore minimo  $c$  per avere un valore ambientale apprezzabile la funzione lineare è la seguente (terza funzione della figura 2):

$$I = \begin{cases} 0 & \text{se } X \leq c \\ c + aX & \text{se } c < X < b \\ 1 & \text{se } X \geq b \end{cases}$$

Le funzioni lineari presentano numerosi vantaggi come la semplicità di definizione e di calcolo. Per molte variabili infatti, per il campo di variazione necessario alle analisi può essere ipotizzato un andamento riconducibile a quello lineare.

Le funzioni lineari segmentate sono formate da segmenti che generalmente hanno diverse pendenze. La forma più semplice è quella a mazza da *hockey* quando un parametro è caratterizzato (generalmente per l'esistenza di una specifica normativa) da valori soglia ben definiti (vedi figura 2, funzione 4). Un secondo tipo di funzione segmentata molto usata è quella in cui le discontinuità avvengono in corrispondenza di "punti di controllo" fissati dal ricercatore in relazione a livelli del parametro ambientale da sottoporre a particolare attenzione (figura 2, funzione 5).

Nonostante le funzioni segmentate siano caratterizzate da una certa flessibilità, esse non si adattano ad alcune situazioni in cui la pendenza della curva varia molto gradualmente al variare del parametro. Le funzioni non lineari hanno generalmente una funzione matematica data. Una delle forme funzionali più impiegate è la forma logistica:



$$I = \frac{1}{1 + e^{-a(x-b)}}$$

I parametri  $a$  e  $b$  possono essere interpretati in modo diverso, a seconda della situazione che si vuole rappresentare. Da un punto di vista matematico  $a$  influenza la pendenza della curva, mentre  $b$  costituisce il valore di  $x$  corrispondente al punto in cui la funzione assume il valore centrale di 0.5 nell'intervallo di ammissibilità  $[0,1]$ . L'individuazione dei due parametri avviene iterativamente, in base alle indicazioni fornite dalla letteratura specializzata e dagli esperti. Un ultimo tipo di funzione è quella discreta, il cui aspetto è simile a quello della funzione segmentata a mazza da *hockey*, con la differenza che non è riferita ad un parametro ambientale che varia nel continuo, ma a determinati stati discreti. Per esempio, in figura 2, funzione 8 è riportato un esempio di funzione discreta che riporta il valore ambientale relativo alla trattenuta idrica per tipologia di suolo.

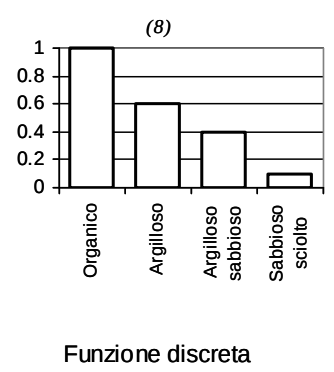
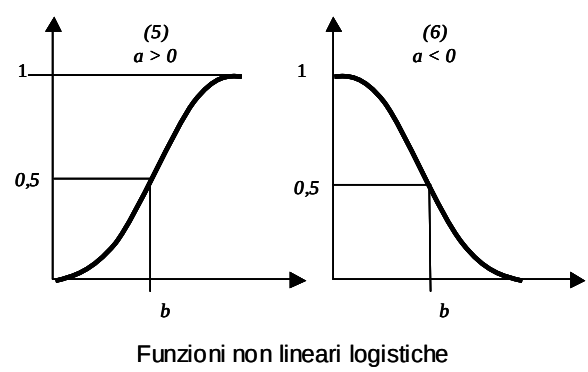
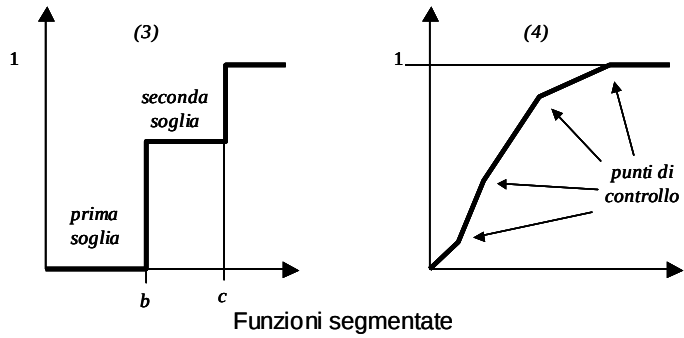
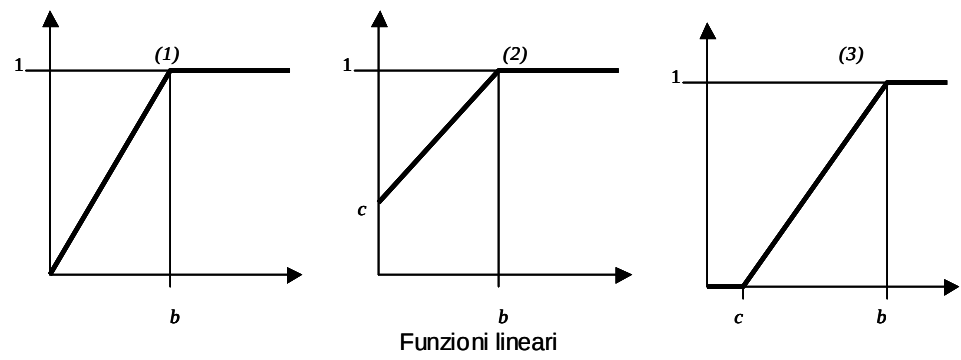


Figura 2 – Esempi di forme funzionali.



### *L'aggregazione degli indici.*

L'aggregazione si pone l'obiettivo di combinare matematicamente i dati relativi agli indicatori parziali conducendo quindi alla realizzazione di un indice finale. Si tratta quindi di un procedimento importante in una valutazione di impatto ambientale, ma estremamente delicata ed in gran parte responsabile della affidabilità dell'intera analisi.

Le metodologie possibili sono molte ed i vari sistemi presentano pregi e difetti e di conseguenza rendono la fase di aggregazione estremamente delicata in quanto è possibile che si verifichino fenomeni distortivi.

Le funzioni di aggregazione più semplici sono quelle additive:

- somma:  $IA = \sum_{i=1}^n I_i$
- media:  $IA = \sum_{i=1}^n I_i / n$

È evidente come con il metodo della somma il valore dell'indice aggregato dipende dal numero dei parametri considerati, mentre nel caso della media è possibile confrontare situazioni con diverso numero di indici da aggregare. Un metodo di aggregazione molto impiegato, strettamente derivante dalla media è la cosiddetta somma pesata:

$$IA = \sum_{i=1}^n w_i I_i \text{ con } \sum w_i = 1$$

con  $w_i$  peso che esprime l'importanza dell'indicatore  $I_i$  nel processo di aggregazione. Anche la somma pesata non è però esente da difetti. I due principali sono:

- problemi nella individuazione dei pesi da applicare nella aggregazione;



- sovrastima dell'indice aggregato quando si abbia un valore estremamente insoddisfacente per almeno un indice ambientale significativo ed in grado di condizionare il risultato finale.

Quest'ultimo problema è tipico di tutte le valutazioni riconducibile a tutte le aggregazioni lineari additive. Per ovviare a tale inconveniente si può ricorrere al cosiddetto metodo del prodotto, eventualmente pesato:

$$IA = \prod_{i=1}^n w_i I_i .$$

La caratteristica peculiare di questa procedura deriva dal fatto che quando uno degli elementi è pari a zero l'intero indice aggregato assume valore zero. Tale peculiarità risulta appropriata nel caso di alcuni indici di qualità ambientale, quali, ad esempio, quelli di qualità dell'*habitat*. L'assenza di un certo elemento, essenziale per l'*habitat* può impedire l'insediamento di una data specie e piccole variazioni nel valore di un indicatore possono produrre effetti rilevanti..

Altre due funzioni di aggregazione con caratteristiche non lineari sono gli operatori minimo e massimo:

$$IA = \max_i (w_i I_i)$$

$$IA = \min_i (w_i I_i)$$

L'operatore massimo può essere appropriato per rappresentare situazioni in cui basta che un indicatore abbia valore elevato per condizionare l'intera aggregazione. Nel caso della qualità ambientale spesso la valutazione è condizionata dal valore più significativo, in termini di impatto o di sensibilità e





quindi di esigenza di conservazione. L'operatore minimo ha caratteristiche simili al metodo del prodotto.

Concludendo è necessario sottolineare che i metodi descritti in questa breve analisi sono appropriati per l'aggregazione di indicatori fra loro omogenei al fine di creare macroindici. Le aggregazioni maggiormente complesse, quali quelle fra aspetti diversi della valutazione per giungere ad un unico indice sintetico per l'intera valutazione ricadono nel settore dell'Analisi Multicriteriale illustrata nel capitolo seguente.

*Una applicazione alla contabilità ambientale: gli ecobilanci ed il modello DPSIR*

La contabilità ambientale rappresenta lo strumento principale di conoscenza dello stato delle risorse naturali di un territorio. La contabilità ambientale può essere adottata sia da enti pubblici che da imprese ed essere applicata su scala nazionale, regionale, locale o di singolo processo produttivo. I sistemi di contabilità ambientale possono inoltre riguardare un territorio, una risorsa naturale o un'attività.

Numerose sono le metodologie finora utilizzate per rappresentare la situazione ambientale in un territorio e tutte hanno sofferto della complessità della problematica, ricca di interrelazioni, a cominciare da quelle esistenti tra le matrici ambientali (aria, acqua, suolo, ...) e quelle relative alle sorgenti di impatti su di esse. La metodologia che più si avvicina ad una rappresentazione logica e sequenziale, anche se non ancora perfetta, è quella messa a punto dall'OCSE nel 1994 e definita Pressione Stato Risposta (PSR), in quanto determina una consequenzialità tra una pressione ambientale, lo Stato dell'Ambiente che ne deriva e la risposta che occorre mettere in atto per mitigare e/o prevenire gli impatti negativi sull'ambiente. Il modello PSR è stato ripreso dal Rapporto Dobbris dell'Agenzia Europea dell'Ambiente che lo ha ulteriormente affinato con l'introduzione dei Fattori Generatori delle



pressioni (popolazione, industria, agricoltura, trasporti, eventi naturali) e degli Impatti (economici e sulla salute) dando vita al nuovo modello DPSR (Driving force, Pressure, State, Reponse). Lo schema è stato adottato dalla EEA (*European Environmental Agency*), in modo da proporre con esso una struttura di riferimento generale, un approccio integrato nei processi di reporting sullo stato dell'ambiente, effettuati a qualsiasi livello europeo o nazionale. Esso permette di rappresentare l'insieme degli elementi e delle relazioni che caratterizzano un qualsiasi tema o fenomeno ambientale, mettendolo in relazione con l'insieme delle politiche esercitate verso di esso.

La struttura dello schema è costituita dai seguenti moduli o sottosistemi DPSR, legati tra loro da una catena di relazioni essenzialmente di tipo causa/effetto.

- le Determinanti (o pressioni indirette) sono le cause generatrici primarie ed indirette degli stati ambientali,
  - o Esempio: il numero di abitanti residenti nell'area in esame;
- le Pressioni (dirette) sono le attività che influenzano direttamente gli stati ambientali,
  - o Esempio: il volume degli scarichi in un corso d'acqua superficiale;
- lo Stato equivale alle condizioni ambientali, soprattutto quelle influenzate dalle attività antropiche,
  - o Esempio: la concentrazione d'inquinanti in un corso d'acqua;
- le Risposte sono le azioni messe in campo per la soluzione e/o mitigazione di problemi ambientali, Possono essere di tre categorie
  - o Vincoli legislativi
    - Leggi di protezione, divieti, ecc.
    - Incentivi a comportamenti virtuosi
    - Agricoltura biologica
    - Turismo sostenibile
    - Ecc.
  - o Azioni dirette da parte dell'ente pubblico
    - Esproprio aree rare e sensibili



- Piani Antincendio
- Protezione natura
- Ecc.
- o Azioni dirette
  - Ripristino habitat
  - Ripopolamenti animali
  - Ecc.

Il modello DPSR è comunemente utilizzato per analizzare le cause, gli effetti e le risposte relativi alle problematiche ambientali di un territorio nell'ambito della redazione di documenti di contabilità ambientale.

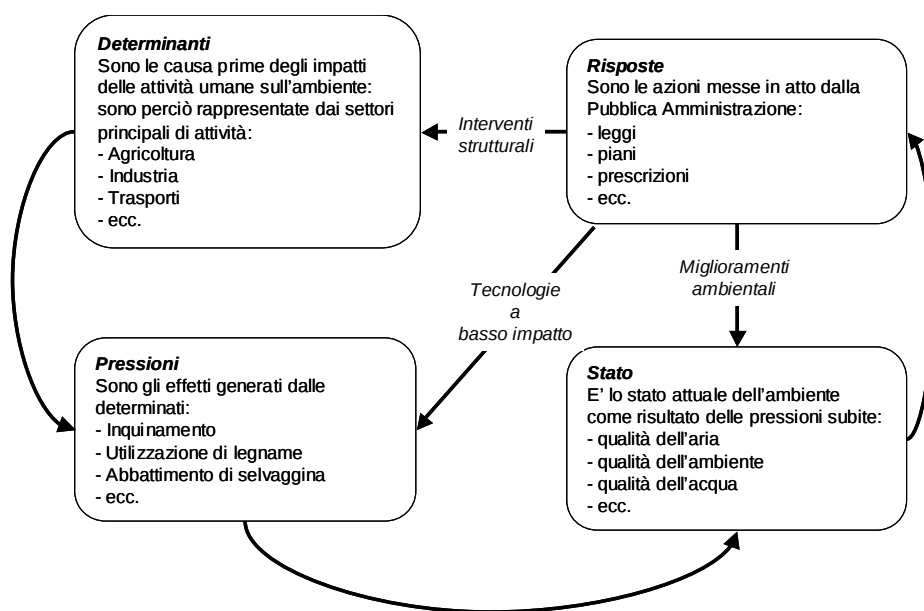


Figura 3 - Schema del modello DPSR

L'applicazione del modello di contabilità ambientale DPSR avviene mediante un sistema di indicatori, piuttosto complesso. Gli indicatori vengono



individuati per ciascuna tematica ambientale da analizzare e per ciascun componente dello schema concettuale DPSR.

Per quanto riguarda il primo aspetto, ciascun sistema di contabilità ambientale individua le tematiche da analizzare in funzione dello scopo a cui deve essere applicato lo strumento contabile. Un sistema applicato ad una riserva naturale ha perciò tematiche diverse rispetto, per esempio, alla applicazione ad un ambiente urbano. A livello generale, L'EUROSTAT ha individuato i seguenti 10 campi di azione della politica ambientale:

- inquinamento atmosferico
- cambiamento climatico
- perdita di biodiversità
- ambiente marino e costiero
- degradazione dello stato di ozono
- degradazione delle risorse naturali
- dispersione di sostanze tossiche
- problematiche ambientali dell'ambiente urbano
- trattamento dei rifiuti
- risorse idriche (disponibilità quantitativa e qualitativa).

A livello generale lo schema decisionale avrà perciò la struttura, tipica di un modello gerarchico di valutazione ambientale, evidenziato nella figura 4.

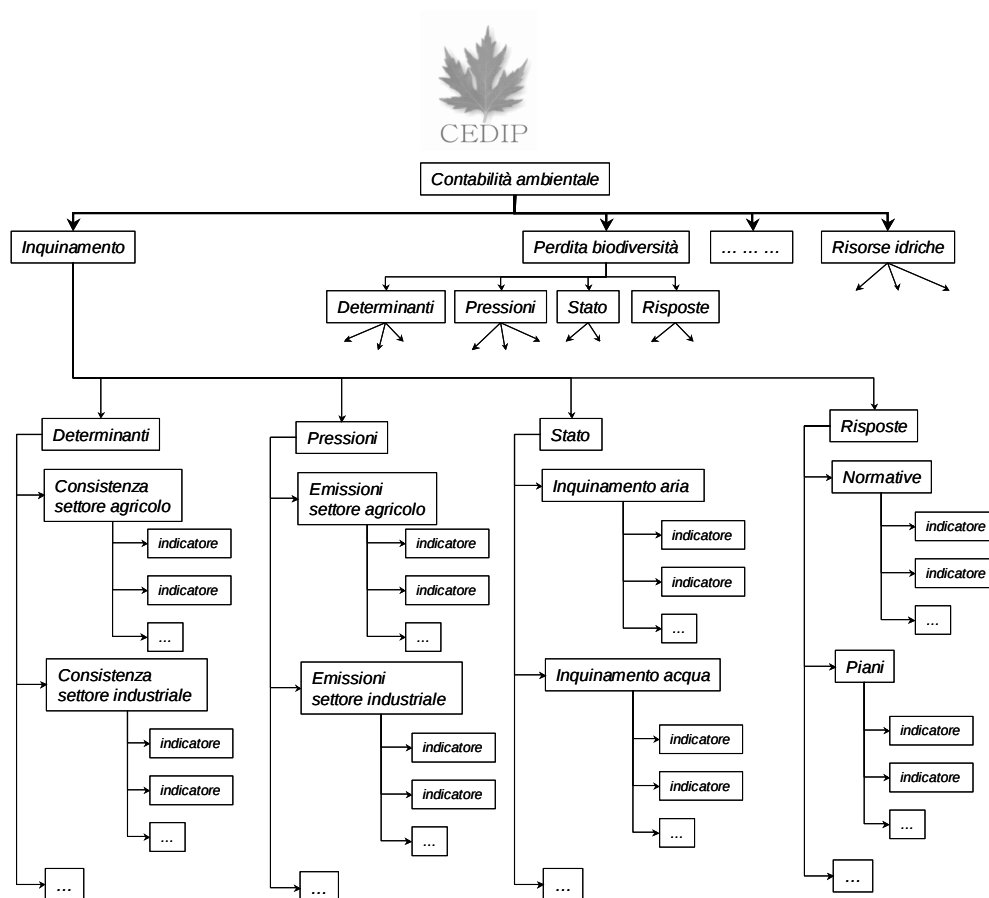


Figura 4 – Albero decisionale del modello di contabilità ambientale DPSR

Risulta evidente l'utilità delle tecniche di analisi multicriteriale gerarchica nella aggregazione degli indici ai diversi livelli dell'analisi.

### Caso di studio

Il caso di studio in esame consiste nella realizzazione di un ecobilancio tramite procedura DPSIR relativamente al sottoconto "Biodiversità e conservazione dell'ambiente naturale" per i diversi comuni ricadenti nel territorio della Comunità Montana del Mugello situata in provincia di Firenze. Nella applicazione sono state identificate le seguenti determinanti con i relativi indicatori:

- Agricoltura
  - o Indicatore: addetti settore agricolo; fonte: censimento agricoltura.



- Industria
  - o Indicatore: addetti alle attività manifatturiere; fonte: censimento industria.
- Selvicoltura
  - o Indicatore: addetti settore legno; fonte: censimento industria.
- Turismo
  - o Indicatore: addetti settore turismo; fonte: censimento industria.
- Popolazione residente
  - o Indicatore: famiglie residenti; fonte: censimento popolazione

La normalizzazione degli indicatori delle determinanti è stata effettuata tramite il calcolo del valore percentuale per ciascun comune sul totale della comunità montana. I diversi indicatori non sono stati aggregati in quanto non è stato ritenuto significativo il calcolo di un indicatore aggregato delle determinanti.

I dati relativi alla valutazione delle determinanti sono riportati nella seguente matrice.

Comune	Agricoltura, caccia e silvicoltura (N°) Addetti	Attività manifatturiere (N°) Addetti	Alberghi e ristoranti (N°) Addetti	Numero (N°) Censite - Famiglie	Settore Legno (N°) Adetti
Barberino di Mugello	12	1 424	234	2 947	37
Borgo San Lorenzo	18	1 280	195	5 361	81
Firenzuola	2	405	76	1 830	8
Marradi	14	205	45	1 506	18
Palazzuolo sul Senio	7	176	42	469	6
San Piero a Sieve	-	240	61	1 313	4
Scarperia	2	1 254	77	1 989	19
Vaglia	3	101	124	1 561	7
Vicchio	56	358	60	2 140	25

*Tabella 1 – Valutazione delle determinanti*



Gli indicatori sono stati calcolati sulla base della percentuale rispetto al valore totale.

Comune	Agricoltura, caccia e silvicoltura (N°) Addetti	Attività manifatturiere (N°) Addetti	Alberghi e ristoranti (N°) Addetti	Numero (N°) Censite - Famiglie	Settore Legno (N°) Adetti
Barberino di Mugello	11%	26%	26%	15%	18%
Borgo San Lorenzo	16%	24%	21%	28%	40%
Firenzuola	2%	7%	8%	10%	4%
Marradi	12%	4%	5%	8%	9%
Palazzuolo sul Senio	6%	3%	5%	2%	3%
San Piero a Sieve	0%	4%	7%	7%	2%
Scarperia	2%	23%	8%	10%	9%
Vaglia	3%	2%	14%	8%	3%
Vicchio	49%	7%	7%	11%	12%

*Tabella 2 - Indicatori*

Pressione

- Agricoltura
  - o Grado ruralità territoriale: indica il “consumo di suolo” da parte delle attività agricole
    - Superficie Agricola Utilizzata/Superficie Territoriale; fonte: censimento agricoltura.
  - o Carico zootecnico: indica gli impatti dell’allevamento sulla superficie territoriale
    - Numero capi/Superficie Territoriale; fonte: censimento agricoltura.
- Selvicoltura



- o Intensità Selvicolturale
  - Tagliate/Superficie Forestale; fonte: ISTAT, statistiche forestali.
- Turismo/ricreazione
  - o Carico turistico
    - Presenze turistiche/Superficie Territoriale; fonte ISTAT e APT.
  - o Pressione venatoria territoriale
    - Superficie aperta alla caccia/Superficie Territoriale; fonte: Ambito Territoriale di Caccia.
- Industria
  - o Carico attività industriale
    - Addetti industria/Superficie Territoriale; fonte: censimento industria.
  - o Pressione industriale territoriale
    - Superficie aree industriale/Superficie Territoriale; fonte: elaborazioni cartografiche tramite Sistema Informativo Territoriale.

I dati elementari sono i seguenti.





Comune	Superficie territoriale (ha)	Superficie Agricola Utilizzata	Capi bestiame ovino, bovino equino e suino	Presenze turistiche: giornate	Superficie media tagliate/anno	Superficie forestale produttiva	Superficie aree industriali	Terreno aperto alla caccia
Barberino di Mugello	13 371	3 903	4 689	37 644	144	7 280	358	9 086
Borgo San Lorenzo	14 615	5 707	7 746	41 376	99	9 088	24	10 986
Firenzuola	27 206	10 666	4 551	21 238	323	15 472	142	21 341
Marradi	15 407	5 431	3 636	16 018	246	11 376	-	13 054
Palazzuolo sul Senio	10 890	2 840	1 565	19 739	182	8 992	-	9 358
San Piero a Sieve	3 663	1 513	2 490	52 731	51	1 920	40	1 491
Scarperia	7 937	3 016	4 162	11 074	144	4 048	40	5 935
Vaglia	5 694	1 910	958	70 889	38	3 136	-	1 058
Vicchio	13 888	4 934	8 426	19 968	112	8 656	-	10 950

*Tabella 3 – Dati elementari relativi ai comuni esaminati*

Sulla base degli indicatori precedentemente definiti è possibile costruire la seguente tabella.



Comune	Agricoltura		Selvicoltura	Turismo		Industria	
	Grado di ruralità	Carico Zootecnico	Intensità selvicolturale	Carico turistico	Pressione venatoria	Carico attività industriale	Pressione industriale territoriale
Barberino di Mugello	0.29	0.35	0.020	2.82	0.68	0.11	0.027
Borgo San Lorenzo	0.39	0.53	0.011	2.83	0.75	0.09	0.002
Firenze	0.39	0.17	0.021	0.78	0.78	0.01	0.005
Marradi	0.35	0.24	0.022	1.04	0.85	0.01	0.000
Palazzuolo sul Senio	0.26	0.14	0.020	1.81	0.86	0.02	0.000
San Piero a Sieve	0.41	0.68	0.027	14.40	0.41	0.07	0.011
Scarperia	0.38	0.52	0.036	1.40	0.75	0.16	0.005
Vaglia	0.34	0.17	0.012	12.45	0.19	0.02	0.000
Vicchio	0.36	0.61	0.013	1.44	0.79	0.03	0.000

*Tabella 4 - Indicatori*

La normalizzazione è stata effettuata, rispetto al valore massimo e minimo:

$$\text{Valore normalizzato} = (\text{indicatore} - \text{v.minimo}) / (\text{v.massimo} - \text{v.minimo})$$



Comune	Agricoltura		Selvicoltura	Turismo		Industria	
	Grado di ruralità	Carico Zootecnico	Intensità selvicolturale	Carico turistico	Pressione venatoria	Carico attività industriale	Pressione industriale territoriale
Barberino di Mugello	0.20	0.39	0.36	0.15	0.73	0.64	1.00
Borgo San Lorenzo	0.85	0.72	0.00	0.15	0.84	0.51	0.06
Firenzuola	0.86	0.04	0.40	0.00	0.89	0.01	0.20
Marradi	0.60	0.17	0.44	0.02	0.98	0.00	0.00
Palazzuolo sul Senio	0.00	0.00	0.38	0.08	1.00	0.02	0.00
San Piero a Sieve	1.00	1.00	0.64	1.00	0.33	0.36	0.41
Scarperia	0.78	0.71	1.00	0.05	0.83	1.00	0.19
Vaglia	0.49	0.05	0.05	0.86	0.00	0.03	0.00
Vicchio	0.62	0.86	0.08	0.05	0.89	0.09	0.00

*Tabella 5 – Indicatori normalizzati*

L'aggregazione dei diversi indicatori deve essere effettuata in due livelli, unendo dapprima i sub indici e creando successivamente l'indicatore di pressione comunale totale. In entrambe le aggregazione il metodo suggerito nell'esempio è quello del valore medio.



Comune	Agricoltura	Selvicoltura	Turismo	Industria	Totale
Barberino di Mugello	0.30	0.36	0.44	0.82	<b>0.48</b>
Borgo San Lorenzo	0.79	0.00	0.50	0.29	<b>0.39</b>
Firenzuola	0.45	0.40	0.44	0.10	<b>0.35</b>
Marradi	0.39	0.44	0.50	0.00	<b>0.33</b>
Palazzuolo sul Senio	0.00	0.38	0.54	0.01	<b>0.23</b>
San Piero a Sieve	1.00	0.64	0.66	0.39	<b>0.67</b>
Scarperia	0.75	1.00	0.44	0.60	<b>0.70</b>
Vaglia	0.27	0.05	0.43	0.02	<b>0.19</b>
Vicchio	0.74	0.08	0.47	0.04	<b>0.33</b>

*Tabella 6*

Gli indicatori ed i relativi valori normalizzati e aggregati danno informazioni diverse e fra loro complementari; i primi infatti sono utili ai fini di monitoraggio, per analizzare i cambiamenti nel tempo relativamente allo stato dell'ambiente. I valori normalizzati forniscono invece una valenza territoriale ed indicano le localizzazioni (comuni) dove le risorse naturali sono maggiormente soggetti a fattori di pressione da parte delle attività antropiche (determinanti).

Stato

- Grado di frammentazione
  - o Superficie delle aree naturali maggiori di 1000 ettari/superficie totale aree naturali; fonte SIT.
- Grado artificializzazione boschi
  - o Ettari di boschi con specie esotiche/Superficie forestale produttiva; fonte SIT.
- Grado artificializzazione alvei
  - o Alvei artificializzati/alvei totali; fonte SIT.



Comune	Superficie aree naturali e seminaturali	Superficie aree naturali e seminaturali > 1000 ha	Superfici e specie esotiche	Superficie forestale produttiva	Alvei artificializzati (m)	Alvei totali (m)
Barberino di Mugello	16 804	9 301	496	7 280	20 284	445 408
Borgo San Lorenzo	38 101	31 816	144	9 088	4 675	444 046
Firenzuola	36 976	24 741	800	15 472	9 254	1 101 759
Marradi	36 306	26 254	64	11 376	3 964	651 436
Palazzuolo sul Senio	19 565	15 004	48	8 992	2 949	403 965
San Piero a Sieve	10 806	7 359	-	1 920	1 509	63 287
Scarperia	24 132	19 737	208	4 048	4 556	251 827
Vaglia	11 399	7 359	32	3 136	1 149	125 316
Vicchio	20 734	16 812	32	8 656	3 545	416 589

*Tabella 7*

Gli indicatori calcolati sono i seguenti.

Comune	Grado di frammentazione aree naturali	Grado artificializzazione dei boschi	Grado artificializzazione degli alvei
Barberino di Mugello	0.55	0.068	0.9545
Borgo San Lorenzo	0.84	0.016	0.9895
Firenzuola	0.67	0.052	0.9916
Marradi	0.72	0.006	0.9939
Palazzuolo sul Senio	0.77	0.005	0.9927
San Piero a Sieve	0.68	0.000	0.9762
Scarperia	0.82	0.051	0.9819
Vaglia	0.65	0.010	0.9908
Vicchio	0.81	0.004	0.9915

*Tabella 8*



Anche in questo caso la normalizzazione è effettuata rispetto al valore massimo e minimo e l'aggregazione degli indicatori è basata sull'operatore media.

Comune	Grado di frammentazione aree naturali	Grado artificializzazione dei boschi	Grado artificializzazione degli alvei	Totale
Barberino di Mugello	0.00	1.00	0.00	0.33
Borgo San Lorenzo	1.00	0.23	0.89	0.71
Firenzuola	0.41	0.76	0.94	0.70
Marradi	0.60	0.08	1.00	0.56
Palazzuolo sul Senio	0.76	0.08	0.97	0.60
San Piero a Sieve	0.45	0.00	0.55	0.33
Scarperia	0.94	0.75	0.70	0.80
Vaglia	0.33	0.15	0.92	0.47
Vicchio	0.91	0.05	0.94	0.64

*Tabella 9*

Le Risposte messe in atto dalla pubblica amministrazione competente, la Comunità Montana del Mugello, sono le seguenti.

- Protezione ambiente
- Aree sottoposte a vincolo paesistico-ambientale/superficie totale
- Normalizzazione: rispetto al valore minimo e massimo
- Piano di sviluppo rurale

Esaminando il piano di sviluppo rurale (PSR) della CM Mugello le risposte sono attuate tramite le seguenti azioni.

Misura 6. "misure agroambientali"

- Azione 6.1. "Introduzione o mantenimento dei metodi dell'agricoltura biologica "
- Azione 6.2. "Introduzione o mantenimento dei metodi dell'agricoltura integrata"
- Azione 6.3. "Allevamento di razze locali a rischio di estinzione "
- Azione 6.4. "Coltivazione da varietà vegetali a rischio di estinzione "



- Azione 6.5. “Gestione di terreni agricoli con finalità ambientali, paesaggistiche e faunistiche ”

#### Misura 8.2 "altre misure forestali"

Forestazione periurbana e ripristino delle aree dismesse e degradate

Interventi

- Miglioramento di boschi a struttura e destinazione specifiche
- Interventi volti a migliorare la stabilità e la diversità biologica
- Prevenzione degli incendi boschivi:
- Ricostituzione di soprassuoli danneggiati 8
- Razionalizzazione della gestione delle foreste
- Associazionismo forestale
- Vivai ed arborei forestali
- Acquisto di macchine ed equipaggiamenti per la selvicoltura
- Strade forestali 10
- Aree o strutture di raccolta
- Acquisto attrezzature per la sicurezza degli operatori
- Iniziative per la valorizzazione prodotti legnosi: acquisto macchine
- Altre iniziative per la valorizzazione dei prodotti legnosi
- Miglioramento della stabilità ecologica delle
- Mantenimento di fasce parafuoco

A livello preventivo, il PSR indica esclusivamente gli impegni finanziari stanziati per ciascuna misura.

	Spesa pubblica (1000 euro)
Misure Agroambientali	5.303,389
Miglioramento Forestale	1.314,276

Nel proseguimento dell’attuazione del sistema di contabilità ambientale secondo la metodologia DPSR sarà necessario:

- Valutare a consuntivo le azioni effettivamente attuate tramite gli strumenti del PSR
- Ricalcolare gli indicatori che fanno parte del sistema di contabilità ambientale analizzando i mutamenti avvenuti



ricalibrare le azioni di risposta sulla base dei risultati precedentemente ottenuti, sia a livello di singoli aspetti del sistema di contabilità, sia relativamente alla localizzazione territoriale.

### *Le valutazioni sfocate con indicatori linguistici*

Nel processo di pianificazione, teoricamente, non basta valutare tramite indici lo stato attuale del territorio in relazione agli obiettivi di pianificazione, ma è anche necessario stimare l'impatto delle diverse azioni di piano per ogni componente ambientale evidenziata come significativa dall'analisi delle *check list*. Di seguito sono riportati alcuni esempi relativi agli impatti nel settore forestale:

- come si modificherà il rischio di erosione in relazione alla destinazione dei pascoli ad un dato uso regolamentato
- come varierà il paesaggio incentivando l'arboricoltura da legno.

Tali impatti dovrebbero essere stimati non solo a livello statico, ma anche considerando la loro evoluzione dinamica nel tempo. Sono evidenti quindi le notevoli difficoltà di valutare l'effetto di ogni azione per ogni componente ambientale, soprattutto nel caso di valutazioni speditive, nelle quali non si dispone di un elevato *budget* per la raccolta diffusa di dati sul territorio. Un possibile metodo per superare il problema è quello di ricorrere a giudizi qualitativi linguistici dati da esperti sulla base delle loro esperienze. In molti studi di valutazione di impatto ambientale, soprattutto quando gli studi di settore sono di natura prettamente descrittiva, si preferisce valutare gli impatti mediante scale collegate a giudizi verbali, piuttosto che cercare di identificare degli impatti fisici quantitativi poco attendibili con i quali costruire indici basati su *fuzzy logic*. Esistono tecniche in grado di convertire tali giudizi in indici in grado di essere inseriti in un processo di valutazione ambientale. I primi lavori effettuati si basavano su scale arbitrarie a punteggio, variabili in un certo intervallo (p.e. da 1 a 5 o da 1 a 10). I metodi più avanzati in tale





settore si basano su una applicazione della logica sfocata: i cosiddetti quantificatori linguistici. Tramite il metodo dei quantificatori linguistici sfocati è possibile convertire i giudizi, tipici di studi di settore descrittivi in valutazioni di impatto. Vediamo alcuni esempi.

“L’attività in esame comporta l’alterazione delle formazioni riparie con un conseguente alto impatto su un *habitat* importante”

Dalla analisi della *check list* riportata in appendice, si può riscontrare che l’attività in esame comporta:

Tipo di impatto	Giudizio dell’impatto
Linea di impatto di interesse primario: Impatto negativo: IN.4 Impatti sulle specie animali e vegetali e sugli ecosistemi 3. Modifiche nella struttura degli <i>habitat terrestri</i>	Alto

“La protezione delle zone agricole con muretti a secco ha un effetto relativamente positivo sulla conservazione del paesaggio”

Tipo di impatto	Giudizio dell’impatto
Linea di impatto di interesse primario: Impatto positivo: IP.5 Impatti paesaggio 1. Consolidamento di paesaggi significativi	Relativamente positivo

Tramite l’impiego dei quantificatori sfocati è possibile fornire una rappresentazione matematica di un termine linguistico, conservando l’incertezza propria del termine. Si procede tramite scale di valutazione basate su specifiche forme funzionali generalmente di forma triangolare e trapezoidale. In figura 5 sono rappresentati alcuni indicatori linguistici espressi tramite numeri sfocati. Il principale vantaggio nell’uso dei numeri sfocati è



quello di conservare l'incertezza e l'imprecisione proprie delle valutazioni effettuate in base a termini linguistici. Infatti, esaminando la figura 5, il termine linguistico "scadente" è definito da un numero sfocato con un campo di variazione dell'indice considerato compreso fra 0 e 0.2, con un valore massimo grado di appartenenza per  $x = 0.1$ . Se un esperto considera "scadente" il valore di un certo indicatore, la misura normalizzata di questo potrà variare da un minimo di 0 ad un massimo di 0.2 con un valore più probabile, nel senso di probabilità soggettiva, di 0.1. In altri termini, la funzione di appartenenza può essere considerata come una misura della probabilità soggettiva che un fenomeno, incognito nel suo valore reale, sia correttamente valutato tramite un termine linguistico. Come si può notare dalla figura 5, termini di significato più vago, come "medio" o "più o meno buono", sono valutati tramite numeri sfocati più ampi, con un campo di variazione che comunque ne conserva il significato ("più o meno buono" è preferibile a "medio").

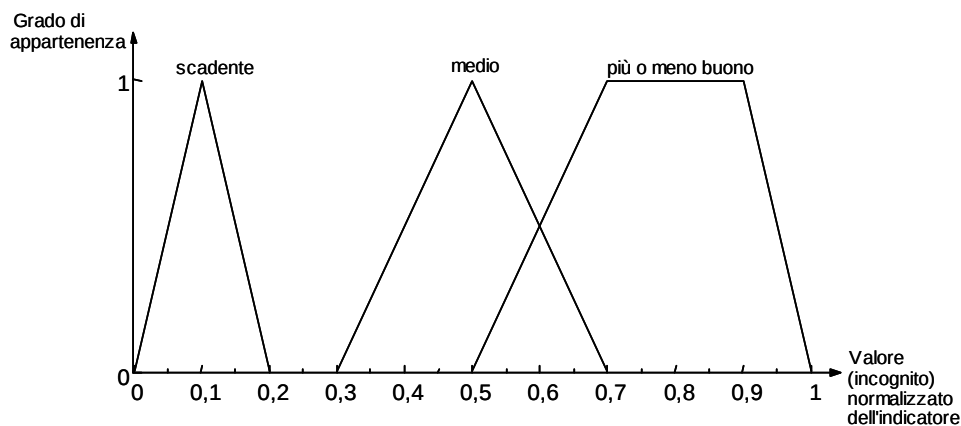


Figura 5 - Esempi di quantificatori linguistici sfocati

Per la conversione dei termini verbali in numeri sfocati Chen e Hwang hanno individuato 8 scale di termini linguistici. Le scale sono illustrate in appendice 3. I termini verbali usati nelle scale sono riferite alla coppia



alto/basso. Tale coppia è infatti quella più naturale per valutare molti tipi di criteri presenti in un problema decisionale reale. E' relativamente facile convertire tali termini in ogni coppia di riferimento più adatta a ciascun criterio impiegato nella analisi, quali significativo/trascurabile, accettabile/non accettabile, rischioso/sicuro, ecc. Un'altra caratteristica delle scale di conversione proposte è quella di conservare il contenuto di incertezza che può essere presente in alcune valutazioni di esperti. E' questo il caso dei termini verbali "più o meno basso/alto" o "da basso/alto a molto basso/alto". Tali termini sono tradotti con un numero sfocato trapezoidale con un *range* piuttosto ampio.

Una caratteristica tipica di questo metodo è che le scale di valutazione contengono un numero crescente di termini verbali passando dalla scala 1 alla 8, lo stesso termine in diverse scale può avere valore diverso. Questo riflette il fatto che lo stesso termine linguistico può avere significato differente in relazione agli altri possibili termini impiegati per descrivere lo stesso fenomeno (criterio) in una data situazione decisionale. A seconda dell'insieme di termini impiegati da un esperto per descrivere il valore di un criterio si sceglie, nel problema decisionale, la scala di valutazione più appropriata. Allo scopo è importante considerare come il lato destro di un numero sfocato rappresenta i valori minori dell'indicatore (incognito), e quindi pessimistici, mentre il lato sinistro i valori maggiori e quindi ottimistici.

Una volta assegnato un numero sfocato a ciascun termine linguistico è necessario, per poter successivamente aggregare gli indicatori, convertire quest'ultimo in un numero cardinale. In base al metodo di Chen e Hwang, dato un numero sfocato con distribuzione di possibilità trapezoidale caratterizzata dai valori  $m_1$ ,  $m_2$ ,  $m_3$  e  $m_4$ , come illustrato in figura 6, il valore totale del numero sfocato può essere calcolato con il seguente procedimento:

- si traccia una retta che unisce l'origine degli assi con i due valori massimi (1,1) degli assi cartesiani;



- si calcolano i valori R e L dati dalla proiezione sull'asse delle ordinate dei punti di intersezione di tale retta con i versanti destri e sinistri delle funzioni di valutazioni della scala adottata (figura 6):

$$R = \frac{m_4}{m_4 - m_3 + 1}$$

o

$$L = \frac{1 - m_1}{1 + m_2 - m_1}$$

- si calcola il valore totale dell'indicatore tramite la seguente formula:

$$o \quad Val = \frac{(R + L)}{2}$$

Tale aggregazione è riferita ad un comportamento neutro del decisore nei confronti del rischio. Una formulazione più generale potrebbe essere:

$$Val = [(1 - w_L) \cdot R + w_L L]$$

con  $w_L$  grado di avversione al rischio.

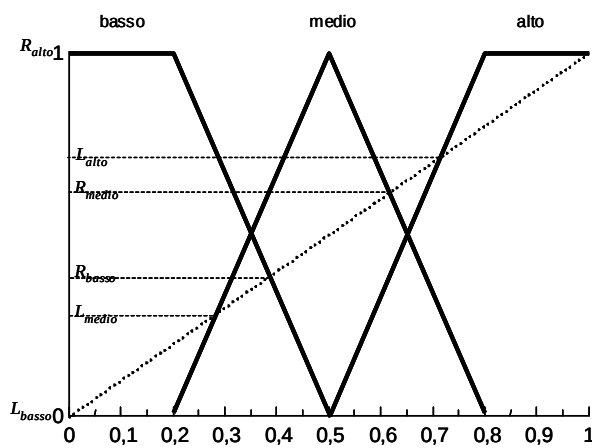
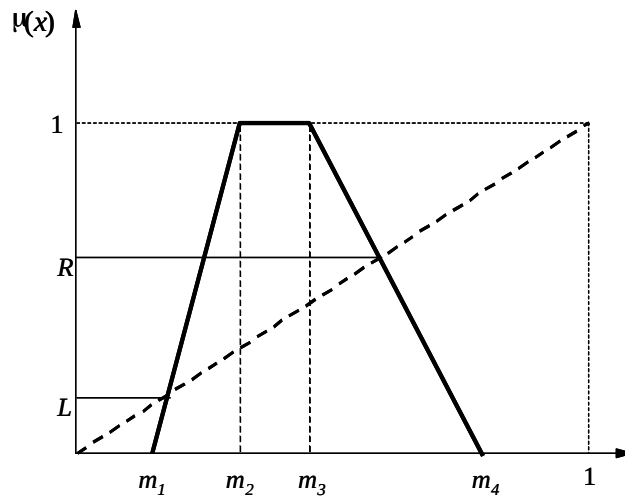


Figura 6 - Procedura di conversione di un indicatore linguistico.



### Caso di studio

Vediamo come avviene il calcolo per gli esempi riportati precedentemente.

Fase 1: scelta della scala di valutazione.

Considerando i giudizi verbali presenti nelle due valutazioni in esame, possiamo scegliere la scala di valutazione numero 5, che è la scala con l'insieme di termini più completo comprendente il quantificatore "relativamente alto". La scala riportata in appendice 3 è costruita per la coppia di termini alto/basso, ma, per quanto riguarda la seconda valutazione, possiamo applicare la stessa scala riferendola ai termini positivo/negativo.

Fase 2: scelta del grado di avversione al rischio.

E' questa una valutazione difficile da realizzare a priori, senza conoscere il contesto a cui è applicata la valutazione. Per comprendere l'effetto del parametro di avversione al rischio calcoliamo il valore del quantificatore per  $w_L = 0.3$ ,  $w_L = 0.5$  e  $w_L = 0.7$ .

#### Esempio 1

"L'attività in esame comporta l'alterazione delle formazioni riparie con un conseguente alto impatto su un habitat importante"

Tipo di impatto	Giudizio dell'impatto
Linea di impatto di interesse primario: Impatto negativo: IN.4 Impatti sulle specie animali e vegetali e sugli ecosistemi 3. Modifiche nella struttura degli <i>habitat terrestri</i>	Alto

Per il quantificatore "alto" nella scala 5 abbiamo:

$m1 = 0.4$ ,  $m2 = m3 = 0.6$  e  $m4 = 0.8$ .

Calcolando il valore dell'indicatore per  $wL = 0.3$  si ha:



$$R = \frac{m_4}{m_4 - m_3 + 1} = \frac{0.8}{0.8 - 0.6 + 1} = 0.667$$

$$L = \frac{1 - m_1}{1 + m_2 - m_1} = \frac{1 - 0.4}{1 + 0.6 - 0.4} = 0.5$$

$$Val = [(1 - w_L) \cdot R + w_L(1 - L)] = [(1 - 0.3) \cdot 0.667 + 0.3 \cdot (1 - 0.5)] = 0.78$$

per  $wL = 0.5$  si ha  $Val = 0.75$  e per  $wL = 0.7$   $Val = 0.72$ .

“La protezione delle zone agricole con muretti a secco ha un effetto relativamente positivo sulla conservazione del paesaggio”

Tipo di impatto	Giudizio dell'impatto
Linea di impatto di interesse primario: Impatto positivo: IP.5 Impatti paesaggio 1. Consolidamento di paesaggi significativi	Relativamente positivo

per  $wL = 0.3$  si ha  $Val = 0.62$ ,  $wL = 0.5$  si ha  $Val = 0.58$  e per  $wL = 0.7$   $Val = 0.52$ .

E' evidente come la valutazione numerica del quantificatore linguistico cresce al crescere del grado di avversione al rischio. Da ciò deriva che se si vogliono penalizzare impatti negativi è opportuno impiegare, per la sicurezza dell'analisi  $wL$  elevati, mentre se si vogliono promuovere impatti positivi è opportuno impiegare  $wL$  bassi. In generale, se si vuole effettuare una analisi neutra nei confronti del rischio è possibile impostare  $wL = 0.5$ . Se la valutazione degli esperti è incerta e critica è opportuno abbassare il  $wL$  per la valutazione di impatti negativi e alzare il  $wL$  per impatti positivi.



### **2.3 L'analisi Multicriteriale**

L'ultima fase di una valutazione di impatto ambientale consiste nell'identificazione e nella valutazione delle opzioni progettuali praticabili per individuare quella più soddisfacente, sia dal punto di vista delle opportunità di sviluppo economico sia per l'impatto ambientale e sociale. La condizione più semplice nel valutare diverse alternative si ha quando esiste un solo criterio decisionale. Nella valutazioni finanziarie precedentemente illustrate, i diversi investimenti potevano venir ordinati dal più conveniente al meno conveniente sulla base di un unico indicatore dato dal valore attuale della differenza fra benefici e costi. Nel settore delle valutazioni ambientali però esistono poche situazioni per le quali l'analisi può essere realisticamente basata su un solo obiettivo. Se alcuni parametri sociali e ambientali possono essere valutati sulla base di valori monetari (vedi anche capitolo 3), altri criteri possono essere valutati solo tramite specifiche unità di misura o tramite indici adimensionali (vedi capitolo 4). Il termine di "analisi multicriteriale" (AMC) sottintende proprio un insieme, piuttosto vasto, di tecniche finalizzate a provvedere metodi di supporto alle decisioni quando esistono molti criteri di analisi ognuno valutabile con una propria unità di misura. Il principale vantaggio dell'analisi multicriteriale rispetto ad altre tecniche di analisi (si veda per esempio l'analisi costi benefici) consiste proprio nella libertà di raccogliere e di valutare gli elementi che concorrono alla decisione con il metodo di valutazione più appropriato.

Considerando anche quanto esposto nel capitolo 4, nelle valutazioni di impatto ambientale non viene coinvolto solo il sistema di valutazione dei ricercatori coinvolti nel team di valutazione. Nella maggior parte dei problemi ambientali e territoriali è comunemente accettato che abbia valore il parere di tutte le persone che sono coinvolti in un progetto. In questa prospettiva la valutazione comprende anche i processi di identificazione della popolazione





coinvolta ed il tentativo di considerare nella analisi le loro aspettative e le loro esigenze. Per tali motivi le valutazioni ambientali non rientrano solo nel campo dell'analisi multicriteriale ma anche multidecisionale.

Ciò premesso, gli elementi che compongono un modello di analisi multicriteriale sono i seguenti.

Alternative di intervento. Sono le azioni, più o meno complesse, che possono essere messe in atto al fine di migliorare, utilizzare (in modo sostenibile) o conservare una risorsa naturale. Alternative di intervento sono, per esempio, nel caso di un parco naturale, le azioni di conservazione dei boschi, di miglioramento dei pascoli, la realizzazione delle diverse infrastrutture turistiche (centri visita, aree sosta, sentieristica, ecc.) la zonizzazione. Nel caso della gestione di boschi cedui invece le alternative potrebbero essere rappresentate dalle modalità di trattamento selvicolturale (avviamento a fustaia, matricinatura intensiva, trattamento del ceduo secondo diversi turni, ecc.). Quando gli interventi sono coordinati in un documento di pianificazione si possono avere le cosiddette alternative di piano; in questo caso la differenziazione si ha relativamente alla impostazione generale. Per la pianificazione di un a foresta si possono così redarre piani ad indirizzo conservativo, turistico, multifunzionale o di valorizzazione economica.

Criteri. Rappresentano l'esplicitazione, attraverso opportuni sistemi di indicatori, degli obiettivi del processo di pianificazione. Per esempio l'obiettivo di sviluppo economico può essere esplicitato attraverso il criterio del valore della produzione, della occupazione generata e del valore aggiunto realizzato.

Decisore. Sono "decisori" del processo di pianificazione le diverse componenti sociali interessate ai risultati e agli impatti derivanti dalle diverse alternative di intervento o di piano. Per esempio, popolazione residente, operatori economici, associazione naturalistiche, cacciatori, ecc..



Lo schema generale di un processo di analisi multicriteriale può essere rappresentato attraverso un cosiddetto “diagramma ad albero” come quello schematizzato in figura 7.

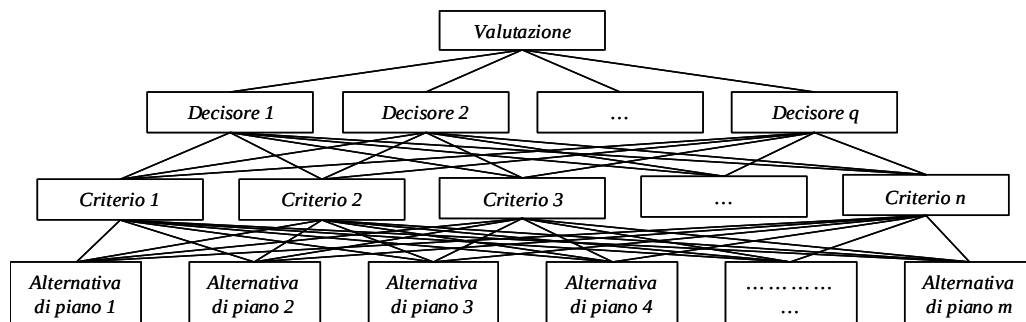


Figura 7 Schema di valutazione multicriteriale e multidecisionale.

### *I metodi di Analisi MultiCriteriale: una tassonomia*

Esiste una grande varietà di tecniche di analisi multicriteriale, i metodi più comunemente utilizzati si differenziano per i seguenti aspetti.

1. Alternative (di piano o di intervento) continue, discrete o georeferenziate. Un modello di AMC può essere applicato in ambiente discreto, continuo o su dati con una precisa localizzazione territoriale. Nel primo caso le alternative da sottoporre al processo di valutazione sono rappresentate da un insieme finito di Piani più o meno completamente definiti in tutti i loro aspetti, all'interno di questo insieme viene individuata l'alternativa più efficiente. La metodologia impiegata per problemi formulati in questo modo è detta analisi multiattributo.

In un ambiente continuo invece l'alternativa di piano più soddisfacente viene individuata automaticamente dal modello di AMC dimensionando le



attività che la compongono. Per esempio, nella definizione di un piano di un parco nazionale, le alternative di pianificazione sono rappresentate dagli ettari di superficie da destinare a zona di protezione integrale, a zona di miglioramento ambientale o a zona destinata alle attività di sviluppo sostenibile. Scopo della analisi multicriteriale è in questo caso l'individuazione della dimensione ottimale, in termini di superfici delle tre zone. I metodi che si applicano in questo caso operano mediante la costruzione di un modello matematico rappresentativo del territorio applicando nella soluzione metodi di analisi multiobiettivo.

Un recente sviluppo dei modelli di zonizzazione è rappresentato dall'uso congiunto di tecniche di AMC con i Sistemi Informativi Territoriali. Infatti molte informazioni importanti per le valutazioni ambientali e sociali derivano proprio dalla localizzazione e dalle caratteristiche topografiche delle risorse territoriali. I modelli di questo tipo sono detti multicriteriali geografici.

2. Modelli monodecisionali o multidecisionali. Come già illustrato, nella maggior parte delle applicazioni dell'analisi multicriteriale alle valutazioni ambientali è fondamentale incorporare nel modello le valutazioni, le preferenze e le aspirazioni delle diverse componenti sociali coinvolte nella valutazione. Per tale motivo il riferimento dell'analisi non è solo l'autorità che deve autorizzare o realizzare un certo progetto, ma anche il pubblico coinvolto. I modelli che prevedono l'impiego di più decisori sono detti appunto multidecisionali. Scopo dei modelli multidecisionali non è tanto l'individuazione dell'alternativa di piano più soddisfacente per tutti i decisori, ma piuttosto quella di fornire un supporto decisionale sul consenso raggiunto e sui contrasti derivanti dall'intervento sul sistema territoriale.

3. Trattamento dell'incertezza. Come illustrato nel capitolo 4, le valutazioni ambientali possono essere effettuate con un riferimento deterministico, probabilistico o possibilistico (tramite l'impiego di approcci di logica sfocata). In relazione ai dati impiegati i modelli di AMC possono essere deterministici, probabilistici o sfocati (fuzzy AMC).



4. Risultati. I metodi di analisi multiattributo si possono differenziare sulla base del risultato fornito. Alcune tecniche consentono di ottenere un ordinamento (classifica) completa delle alternative di pianificazione. Spesso però il ricercatore che realizza la valutazione può decidere che i dati a disposizione non hanno una sufficiente affidabilità per poter permettere di decidere con sicurezza l'alternativa migliore. In questo caso è possibile semplicemente selezionare fra tutte le possibili alternative un sottoinsieme di piani soddisfacenti, sulla base dei dati disponibili, da sottoporre successivamente a ulteriori analisi. I metodi di analisi multiattributo impiegati in queste valutazioni sono detti ad ordinamento incompleto.

Nei successivi paragrafi, dopo aver esposto brevemente le fasi di una analisi multicriteriali, si illustreranno alcuni metodi di analisi multicriteriale applicabili ad una ampia casistica di problemi di valutazione nel campo della pianificazione forestale e ambientale.

*La definizione dei criteri e degli indici di valutazione.*

La definizione dei criteri della valutazione corrisponde logicamente alla fase di *scoping* di un processo di valutazione ambientale (vedi capitolo 4). Dal punto di vista tecnico questa fase può essere realizzata tramite l'impiego di *check-list* generali o finalizzate all'ambito applicativo in esame (analisi del settore forestale, impatto di attività produttive, cantieri ecc.). E' però chiaro come l'individuazione degli impatti ambientali sociali debba essere anche analizzata relativamente ai soggetti che materialmente impiegano tali liste di controllo e quindi decidono quali impatti debbano essere considerati significativi e quindi da inserire nel processo di valutazione e quali invece possano essere trascurati. In quest'ottica la definizione dei criteri di valutazione può derivare da un processo "dall'alto" (*top-down*) in cui i criteri sono individuati da uno *staff* tecnico o "dal basso" (*bottom-up*) con il coinvolgimento, fin dalle prime fasi del processo di valutazione, della



popolazione e dei gruppi sociali coinvolti. Al di là di considerazione etiche e politiche, dal punto di vista operativo la scelta del modo di procedere deve essere un compromesso fra necessità di ricercare un consenso trasparente in tutte le fasi della valutazione e necessità di contenere l'analisi entro tempi tecnici accettabili. Infatti il coinvolgimento pubblico rappresenta un processo forzatamente *time consuming*. In generale, nel caso di progetto di dimensioni medio-piccole, con gruppi sociali limitati e facilmente contattabili può prevalere l'approccio *bottom-up*. Nel caso invece di progetti complessi e di grandi dimensioni è opportuno che almeno un primo filtro dei criteri da adottare sia realizzata a livello tecnico (*top-down*) per poi essere sottoposto al vaglio di una partecipazione pubblica.

Una volta individuati, in linea generale, i criteri di valutazione è necessario definire l'insieme di indici necessari per la loro valutazione. I criteri e gli indici di valutazione sono evidentemente concetti strettamente legati fra loro. Negli esempi riportati in figura 8 è ben evidenziato lo stretto rapporto esistente fra questi due concetti.

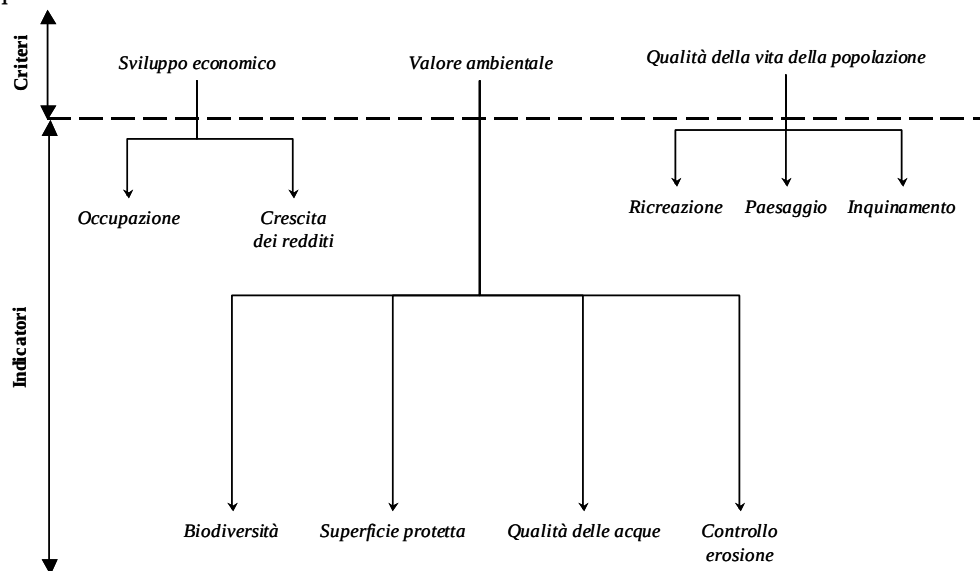


Figura 8 - Esempi di relazione fra criteri ed indicatori



Non è possibile dare regole universalmente valide per la scelta degli indicatori che debbono servire per valutare ciascun criterio. In questo ambito la stessa ricerca deve senz'altro svilupparsi molto ed in ambito operativo spesso è necessario ricercare il miglior compromesso fra adeguatezza di un indicatore e difficoltà nel reperire i dati necessari per applicarlo in modo corretto. E' certo che, anche individuando l'insieme più completo possibile di criteri ed i migliori indicatori applicabili, i modelli di AMC debbono essere considerati come semplificazioni di una realtà senz'altro complessa ed hanno quindi solamente il ruolo di supporto alla decisione. I risultati ottenuti da tali applicazioni non debbono perciò essere recepiti in modo acritico ed automatico, ma con la massima cautela ed il vaglio dell'esperienza diretta sul campo.

### **L'analisi multiattributo**

Nell'analisi multiattributo la valutazione di impatto ambientale viene affrontata sulla base di un insieme finito di piani o progetti volti alla realizzazione di un certo scopo. Le diverse alternative possono essere:

- mutualmente escludibili quando la realizzazione di una alternativa esclude l'altra.
  - o Per esempio diversi tracciati stradali alternativi possibili al fine di connettere due località
- non escludibili quando la realizzazione di una alternativa non esclude logicamente o tecnicamente la possibilità di realizzare le altre. In questo caso le possibili azioni dovrebbero essere realizzate in ordine di efficienza.



- o Per esempio diverse azioni per lo sviluppo sostenibile di un territorio montano, quali la progetti per la promozione di attività artigianali, progetti per il lo sviluppo del turismo, valorizzazione delle produzioni agricole di qualità, ecc.

Ciascuna alternativa di piano dovrebbe essere definita nel modo più completo possibile, al fine di poter individuare con sufficiente sicurezza i criteri ed i relativi indici di valutazione. Per tale motivo sono generalmente necessarie cartografie, individuazione dettagliata degli interventi sul territorio, costi, infrastrutture ed opere necessarie, dati occupazionali, economici e sociali, nonché definizione di tutti i possibili impatti sociali ed ambientali sia positivi che negativi. Un caso esemplificativo minimale di definizione delle alternative, utile ai fini didattici, è riportato nel seguente caso di studio.

#### **Caso di studio: la scelta dell'indirizzo di gestione di una azienda forestale**

Il problema di valutazione in esame consiste nell'individuare l'indirizzo di gestione di un bosco di proprietà pubblica di interesse locale.

La foresta composta da cedui di castagno e faggio di prima e seconda classe di fertilità ciascuno dei quali con alcuni soprassuoli prossimi a strade rotabili e quindi con spiccata potenzialità per la ricreazione concentrata. La distribuzione delle superfici per tipologia di soprassuolo e per classe di età è la seguente:



Classe di età	Castagno I classe di fert (S1).	Castagno I classe di fert. con finalità ricreative (S1R)	Castagno II classe di fert. (S2)	Castagno II classe di fert. con finalità ricreative (S2R)	Faggio I classe di fert. (S3)	Faggio I classe di fert. con finalità ricreative (S3R)	Faggio II classe di fert. (S4)	Faggio II classe di fert. con finalità ricreative (S4R)
31-40 (I)	73,625	73,625	28,70	0,00	148,125	148,125	69,705	69,705
21-30 (II)	88,55	29,52	46,70	15,57	14,80	0,00	38,00	0,00
11-20 (III)	74,45	24,82	44,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0-10 (IV)	7,40	0,00	8,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tabella 10

I trattamenti applicabili sono rappresentati dal ceduo matricinato a turno lungo trattato a taglio raso dall'avviamento a fustaia con finalità naturalistiche e, per i boschi potenzialmente adatti per la ricreazione, dall'avviamento a fustaia per la realizzazione di un bosco parco.

Sono stati individuati i seguenti progetti alternativi, fra di loro mutualmente escludibili:

**A1. Alternativa progettuale ad azienda pilota per la valorizzazione della produzione forestale.** L'ipotesi progettuale prevede l'affidamento dell'azienda ad un consorzio di imprese di utilizzazione boschiva con totale destinazione della superficie forestale alla produzione legnosa. Gli interventi previsti sono orientati allo sfruttamento razionale ed efficiente dei boschi dell'azienda e prevedono l'acquisto di moderne attrezzature per l'esbosco e l'eventuale costruzione di una segheria specializzata nella lavorazione di materiale di piccole dimensioni. Tale impianto, finalizzato alla produzione di legname lamellare sarebbe in grado di sfruttare i tronchetti di piccolo diametro provenienti dall'utilizzazione dei cedui, e non apprezzati dalle segherie tradizionali.

**A2. Alternativa progettuale a parco ambientale e faunistico.** Tale ipotesi progettuale prevede la totale destinazione dell'area ad interventi selvicolturali mirati ad incrementare la qualità dell'*habitat* per la fauna selvatica. La fruizione turistica pur essendo curata dal punto di vista qualitativo è limitata dalla prescrizione di un numero chiuso di ingressi, consentiti esclusivamente mediante visita guidata orientata





all'osservazione della fauna. Gli interventi infrastrutturali prevedono il ripristino di 3 fabbricati la costruzione di 4 punti di avvistamento fauna e l'apertura di 4 itinerari tematici.

**A3.** Alternativa progettuale a **parco turistico-naturalistico**. Tale ipotesi prevede la totale destinazione dell'area ad interventi mirati ad incrementare l'offerta di servizi turistico-ambientali. Gli interventi infrastrutturali previsti per realizzare l'indirizzo gestionale sono rappresentati dalla costruzione di 7 aree di sosta attrezzate, dal ripristino di tre fabbricati e dall'apertura di 4 itinerari tematici.

**A4.** Alternativa progettuale ad **azienda multifunzionale**. l'ipotesi progettuale prevede 540 ettari destinati alla produzione legnosa e la costituzione di 224 ettari a riserva naturale di 241 ettari di parco turistico. Le infrastrutture previste sono rappresentate dal ripristino di un fabbricato dalla costruzione di 4 aree di sosta e dalla apertura di un itinerario tematico.

**A5.** Alternativa progettuale ad **azienda multifunzionale a prevalente funzione turistico-naturalistica**. Tale alternativa prevede 408 ettari destinati a produzione legnosa, 314 ettari a riserva naturalistica e la creazione di un parco turistico di 282 ettari. Gli interventi previsti sono rappresentati dal ripristino di due fabbricati dalla costruzione di 4 aree di sosta e dalla apertura di tre itinerari tematici.

**A6.** Alternativa progettuale ad **azienda multifunzionale a prevalente produzione legnosa**. Questa alternativa prevede la destinazione di 701 ettari a produzione legnosa, con acquisto di attrezzature specializzate per l'esbosco, e la costituzione di 142 ettari di riserva naturalistica e di 181 ettari di parco turistico. Le infrastrutture previste sono costituite dalla costruzione di 2 aree di sosta..



*La costruzione della matrice di valutazione.*

Il passo successivo nella analisi multiattributo di un problema di valutazione di impatto ambientale consiste nella costruzione della cosiddetta matrice degli effetti (cioè degli impatti positivi o negativi). La struttura di una generica matrice è la seguente:

Criteri	Indicatori	Alternative di piano					
		$A_1$	$A_2$	...	...	...	$A_n$
$C_1$	$I_1$	$x_{1,1}$	$x_{1,2}$	...	...	...	$x_{n,1}$
$C_2$	$I_2$	$x_{2,1}$	...	...	...	...	...
	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...
$C_q$	$I_m$	$x_{1,m}$	...	...	...	...	$x_{n,m}$

*Tabella 11*

Dove i diversi  $x$  rappresentano i valori degli indicatori in termini numerici o di valutazione sfocata (numero puro).

**Caso di studio**

Dal momento che il progetto interessa una risorsa di importanza locale e specifica per la popolazione residente, è preferibile che nella individuazione dei criteri di valutazione lo staff tecnico che esegue l'analisi privilegi un approccio *bottom-up*. Sulla base di incontri con i rappresentanti della popolazione residente e delle categorie sociali interessate è possibile individuare i seguenti criteri di valutazione:

- a) massimizzare la produzione legnosa;
- b) massimizzare la potenzialità ricreativa del soprassuolo;
- c) massimizzare la produzione di foraggio disponibile per la fauna selvatica
- d) massimizzare l'occupazione generata dal bosco.



Considerando i dati disponibili nella definizione dei diversi piani di gestione gli indicatori adottabili nel processo di analisi multiattributo (tutti basati su grandezze fisiche) sono i seguenti:

- a) massimizzare la produzione legnosa;
  - a. metri cubi di legname prodotti per ettaro e per anno
- b) massimizzare la potenzialità ricreativa del soprassuolo;
  - a. numero di visite per anno
- c) massimizzare la produzione di foraggio disponibile per la fauna selvatica
  - a. quintali di sostanza verde asportabile dalla fauna per anno
- d) massimizzare l'occupazione generata dal bosco.
  - a. giornate lavorative per anno

La matrice degli effetti assume così la seguente forma.

		Indicatore	A1	A2	A3	A4	A5	A6
Criteri	Produzione	mc/anno	6120.98	953.37	1052.42	3701.17	2838.25	4477.03
	Fauna	q.s.v./anno	0	3932.85	2570.85	2091.31	2645.92	1504.22
	Ricreazione	n.vis./anno	0	3463.47	8379.49	4455.41	5636.97	3204.64
	Occupazione	gg/anno	1858.98	963.06	1544.37	1895.29	1816.67	1882.93

Tabella 12

#### *La compromise programming.*

La compromise programming è una tecnica sviluppata dall'*United nations Environmental Programme* (UNEP) originariamente per la gestione sostenibile delle risorse idriche. Successivamente il metodo è stato applicato a molti problemi decisionali e i suoi principi sono risultati utili per lo sviluppo di numerosi altri metodi di valutazione multiattributo.

Nella compromise programming l'analista definisce una ipotetica soluzione ideale al problema in esame. Questa soluzione, chiamata



“**alternativa ideale**” è definita dal massimo valore degli obbiettivi presi individualmente. Quindi l’alternativa ideale è definita dal valore massimo dei criteri nella matrice degli effetti. Sempre tramite la matrice degli effetti è anche possibile individuare un **valore antiideale** definito dal minimo della colonna.

### Caso di studio

Considerando il caso di studio in esame, le alternative ideali e antiideali sono definite dai seguenti valori:

	Indicatore	A1	A2	A3	A4	A5	A6	Ideale	Antiideale	
Criteri	Produzione	mc/anno	<b>6120.98</b>	<u>953.37</u>	1052.42	3701.17	2838.25	4477.03	<b>6120.98</b>	<b>953.37</b>
	Fauna	q.s.v./anno	<u>0</u>	<b>3932.85</b>	2570.85	2091.31	2645.92	1504.22	<b>3932.85</b>	<b>0</b>
	Ricreazione	n.vis./anno	<u>0</u>	3463.47	<b>8379.49</b>	4455.41	5636.97	3204.64	<b>8379.49</b>	<b>0</b>
	Occupazione	gg/anno	1858.98	<u>963.06</u>	1544.37	<b>1895.29</b>	1816.67	1882.93	<b>1895.29</b>	<b>963.06</b>

Tabella 13

Il principio di base della *compromise programming* è il seguente: “le alternative preferibili sono quelle più vicine al punto ideale”.

Considerando, per semplicità due soli obbiettivi, la distanza più vicina da due punti è data dal teorema di Pitagora, che consente di calcolare la distanza euclidea fra due punti (Figura 9).

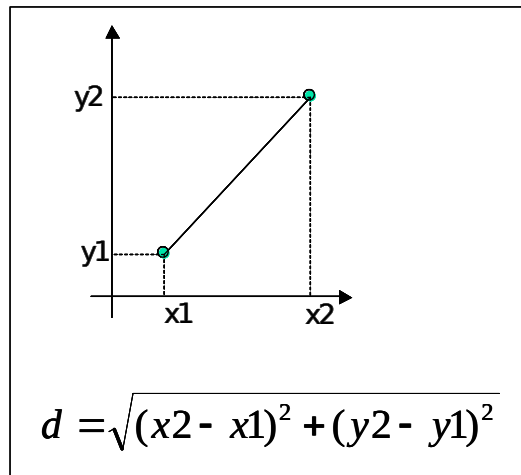


Figura 9 - Distanza euclidea fra due punti.

### Caso di studio

Considerando solo due obiettivi, produzione legnosa e fauna, la rappresentazione grafica della distanza dal punto ideale per il problema in esame è riportata in figura 10.

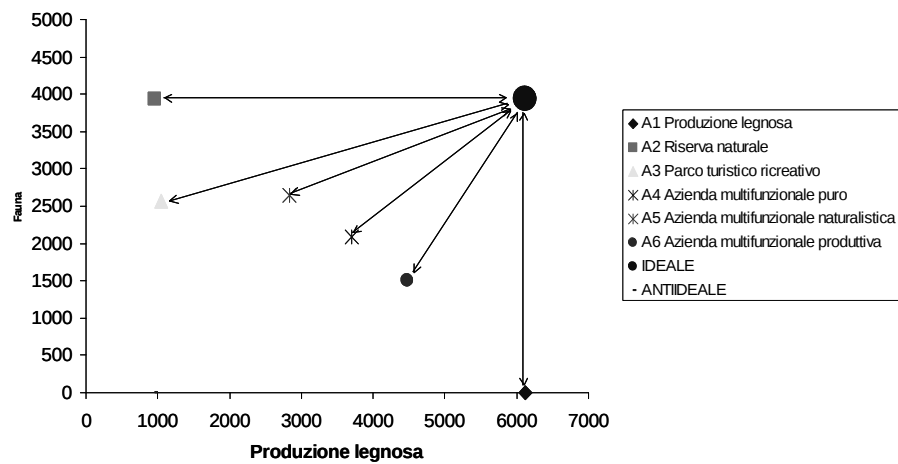


Figura 10



Per applicare il principio della distanza ad un problema decisionale anziché ad uno spazio fisico è necessario fare due considerazioni:

1. gli assi cartesiani hanno unità di misura diverse
2. per più di due criteri la distanza non è più rappresentabile graficamente in quanto è multidimensionale.

Il primo problema è affrontabile attraverso il calcolo di una distanza normalizzata. Dato  $y_i^*$  valore ideale per il criterio  $i$  e  $y_{*,i}$  valore antiideale, il valore standardizzato  $d_{i,j}$  per un alternativa di piano  $j$  è il seguente:

$$d_{i,j} = \frac{y_i^* - y_{i,j}}{y_i^* - y_{*,i}}$$

Tramite questa procedura, le alternative con valori più prossimi al al punto ideale hanno valori vicini a zero, mentre le alternative con valori peggiori hanno punteggi che tendono a 1.

Per estendere il teorema di pitagora al caso di più dimensioni si adotta la seguente formula:

$$D_j = \sqrt{\sum_i (d_{i,j})^2}$$

con  $D_j$  distanza euclidea dell'alternativa  $j$  dal punto ideale. L'alternativa progettuale "migliore" è quella con la minor distanza  $D$ .

### **Caso di studio**

Operativamente, conviene innanzitutto calcolare la matrice delle distanze normalizzate secondo la procedura indicata.



		Indicatore	A1	A2	A3	A4	A5	A6	Ideale	Antiideale
Criteri	Produzione	mc/anno	<b>0.00</b>	<u>1.00</u>	0.98	0.47	0.64	0.32	1	0
	Fauna	q.s.v./anno	<u>1.00</u>	<b>0.00</b>	0.35	0.47	0.33	0.62	1	0
	Ricreazione	n.vis./anno	<u>1.00</u>	0.59	<b>0.00</b>	0.47	0.33	0.62	1	0
	Occupazione	gg/anno	0.04	<u>1.00</u>	0.38	<b>0.00</b>	0.08	0.01	1	0

Tabella 14

Per esempio, per l'alternativa A3, criterio occupazione, abbiamo la seguente procedura di calcolo:

$$d_{\text{occupazione}, A3} = \frac{1895.29 - 1544.37}{1895.29 - 936.06} = 0.38$$

Successivamente è possibile calcolare la distanza complessiva dall'ideale

Alternativa	A1	A2	A3	A4	A5	A6
Distanza	1.41	1.53	1.11	0.81	<b>0.79</b>	0.93

Tabella 15

Per esempio, nel caso dell'alternativa 5, la migliore secondo il metodo applicato, la procedura di calcolo è la seguente:

$$D_{A5} = \sqrt{0.64^2 + 0.33^2 + 0.33^2 + 0.08^2} = 0.79$$

La distanza euclidea, calcolata con la formula di Pitagora, non è però l'unica distanza applicabile. Anche in uno spazio fisico, la distanza che unisce in linea retta due punti non è sempre percorribile. Per esempio, se siamo in città dobbiamo tenere conto della presenza di edifici ed altri ostacoli per andare dal punto 1 al punto 2 (Figura 11).

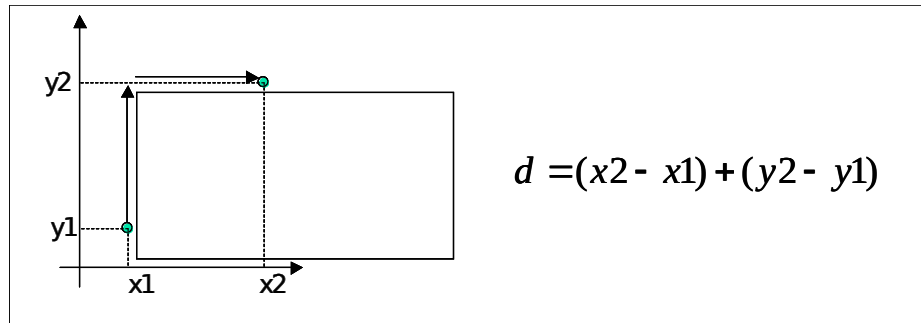


Figura 11 Distanza di Manhattan

Nel caso indicato la distanza reale è data dalla somma delle componenti dei due assi. Questo metodo di calcolo della distanza è detto “distanza di Manhattan. La formula da applicare per la valutazione multidimensionale è la seguente:

$$D_j = \sum_i d_{i,j}$$

#### Caso di studio

La distanza di Manhattan per il caso di studio in esame, semplificata a due soli obbiettivo è la seguente.



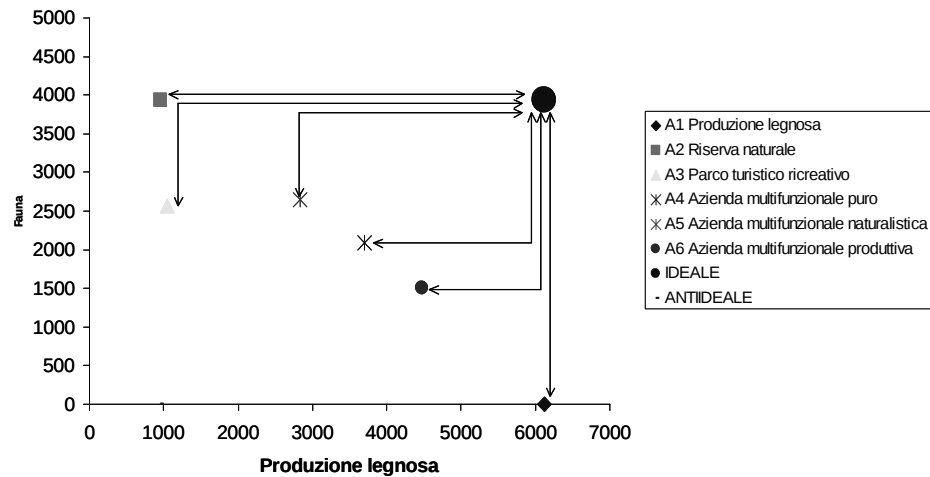


Figura 12

Per il problema completo (multidimensionale) la procedura prevede sempre il calcolo della matrice normalizzata, per poi applicare il nuovo concetto di distanza, dato semplicemente dalla somma della colonna.

		Indicatore	A1	A2	A3	A4	A5	A6	Ideale	Antiideale
Criteri	Produzione	mc/anno	<b>0.00</b>	<u>1.00</u>	0.98	0.47	0.64	0.32	1	0
	Fauna	q.s.v./anno	<u>1.00</u>	<b>0.00</b>	0.35	0.47	0.33	0.62	1	0
	Ricreazione	n.vis./anno	<u>1.00</u>	0.59	<b>0.00</b>	0.47	0.33	0.62	1	0
	Occupazione	gg/anno	0.04	<u>1.00</u>	0.38	<b>0.00</b>	0.08	0.01	1	0
<b>Distanza Manhattan</b>			2.04	2.59	1.70	1.40	<b>1.37</b>	1.57		

Tabella 11

Estendendo il concetto di distanza di Manhattan è possibile definire una “famiglia” di distanze dal punto ideale.

$$D_j = \left( \sum_i (d_{i,j})^p \right)^{1/p}$$



Il parametro  $p$  definisce una specifica distanza all'interno della famiglia.  
 Per la distanza Euclidea abbiamo  $p = 2$ :

$$D_j = \sqrt{\sum_i (d_{i,j})^2} = (\sum_i (d_{i,j})^2)^{1/2}$$

Per la distanza di Manhattan abbiamo  $p=1$ :

$$D_j = \sum_i d_{i,j} = (\sum_i (d_{i,j})^1)^{1/1}$$

Un'altra distanza molto impiegata nei processi decisionali della *compromise programming* è quella caratterizzata da  $p = \infty$

$$D_j = \lim_{p \rightarrow \infty} (\sum_i (d_{i,j})^p)^{1/p} = \max_i (d_{i,j})$$

### Caso di studio

La distanza "infinito" per il caso in esame è la seguente.

		Indicatore	A1	A2	A3	A4	A5	A6
Criteri	Produzione	mc/anno	<b>0.00</b>	<u>1.00</u>	0.98	0.47	0.64	0.32
	Fauna	q.s.v./anno	<u>1.00</u>	<b>0.00</b>	0.35	0.47	0.33	0.62
	Ricreazione	n.vis./anno	<u>1.00</u>	0.59	<b>0.00</b>	0.47	0.33	0.62
	Occupazione	gg/anno	0.04	<u>1.00</u>	0.38	<b>0.00</b>	0.08	0.01
Distanza			1.00	1.00	0.98	<b>0.47</b>	0.64	0.62

Tabella 12

Come si può notare, in questo caso l'alternativa maggiormente efficiente è la A4 e non più la A5.

Le diverse distanze hanno caratteristiche decisionali differenti. Infatti al crescere del valore del parametro  $p$  cresce il cosiddetto *livello di compensatorietà* del metodo di valutazione. La distanza di Manhattan è detta



*completamente compensatoria* in quanto il basso livello raggiunto da un criterio (alto valore in termini di distanza dall'ideale) può essere compensato da migliori performances degli altri criteri. Nel caso invece della distanza infinito, che è *completamente non compensatoria*, la valutazione è determinata solamente dal cosiddetto “fattore limitante” cioè il peggior criterio (con il peggior effetto e con la più elevata distanza dal punto ideale). Valori intermedi del parametro  $p$  determinano analisi con maggiore o minore grado di compensatorietà.

Il grado di complementarietà deve essere adattato al problema decisionale. Per esempio, nel caso di problemi che determinano rilevanti impatti negativi su più componenti ambientali può essere più appropriata una analisi con compensatorietà bassa o nulla. Nel caso invece di progetti di miglioramento dove interessa il risultato complessivo, in termini di tutti i criteri, è più appropriata una analisi compensatoria.

#### *Le procedure di informazione e di coinvolgimento del pubblico*

Le metodologie di valutazione multidecisionale costituiscono essenzialmente un ausilio nella valutazione sociale degli interventi di pianificazione forestale. Soprattutto nel caso di risorse naturali importanti (parchi nazionali o parchi regionali) la fase più cruciale è rappresentata dalla informazione delle componenti sociali interessate e dalle procedure di coinvolgimento del pubblico nel processo di pianificazione. Gli approcci di partecipazione che sono proposti dalla letteratura internazionale relativamente al coinvolgimento pubblico nella gestione dell'ambiente (*cfr.* COLLINS, 1978, LANG e ARMOUR, 1980) possono essere classificati in base al potere decisionale dato alle componenti sociali, ai risultati ed alle informazioni ottenibili per la pianificazione e alla possibilità di coinvolgere diversi strati sociali. Nelle tabelle 9 e 10 sono illustrate le sopradette caratteristiche per



diverse forme di partecipazione. Come evidenziato dalle tavole, le diverse procedure hanno caratteristiche piuttosto diverse. Sempre riferendosi all'esempio illustrato infatti, supponendo che la foresta sia una proprietà pubblica di un ente locale (p.e. un comune), nel caso dell'**informazione pubblica** l'ente proprietario semplicemente informa la cittadinanza delle motivazioni che hanno portato alla scelta della alternativa di pianificazione.

Un maggiore grado di coinvolgimento si ha con la procedura di **consultazione**. In questo caso infatti il pianificatore raccoglie le informazioni necessarie alla valutazione multidecisionale ed alla stima del consenso tramite incontri informali con rappresentanti delle categorie sociali interessate o tramite questionari, ma esegue e giustifica la valutazione in modo autonomo, senza ulteriori contatti.

Con la **pianificazione congiunta** invece i risultati ottenuti sono discussi con le parti interessate, e si può operare un processo iterativo proponendo eventualmente, in accordo con l'ente interessato, progetti di accompagnamento che mitigano il dissenso sociale. Nel caso in esame possono essere infatti affiancati al progetto di gestione altre tipologie di progetto volte al mantenimento dei livelli di occupazione nel settore primario e secondario, come per esempio la creazione di un consorzio per l'approvvigionamento della materia prima legnosa, la realizzazione di interventi di riqualificazione della forza lavorativa per l'impiego nei servizi turistico-ricreativi e lo studio di un piano di prepensionamento per gli occupati più anziani. Tali progetti rappresentano le cosiddette "azioni di mitigazione"

Nel caso dell'**autorità delegata** l'ente gestore promuove un referendum consultivo sulle varie alternative di pianificazione, scegliendo l'alternativa più votata. Quest'ultima procedura presenta però, nel caso della pianificazione forestale, alcune grosse limitazioni. Un primo problema consiste nell'individuazione del corpo elettorale, che per evidenti motivi pratici deve essere limitato alla popolazione locale. Inoltre con tale procedura non risulta possibile uno scambio di informazione fra le parti in causa e quindi si esclude



la possibilità di raggiungere un consenso tramite una concertazione fra i diversi gruppi interessati.

Procedure	Potere decisionale	Vantaggi	Svantaggi
<b>Informazione pubblica:</b> Presentazioni pubbliche, distribuzione gratuita di pubblicazioni informative, articoli su periodici e giornali specializzati	Nulla	Rapidità di informazione	Assenza di scambio di informazioni fra responsabili del processo di pianificazione e pubblico
<b>Consultazione:</b> Adunanze pubbliche, consultazioni con difensori civici o con rappresentanti delle componenti sociali interessate, informazioni raccolte tramite questionari.	Basso	Consente uno scambio di informazioni	Necessita di tempi lunghi, costi di implementazione.
<b>Pianificazione congiunta:</b> Comitati consultivi, Workshop strutturati	Moderato	Consente un coinvolgimento diretto del pubblico nel processo di pianificazione	Necessita di tempi molto lunghi.
<b>Autorità delegata:</b> Referendum consultivi proposti dalle diverse parti	Alto	Elevata rappresentatività del pubblico	Mancanza di controllo della coerenza tecnica delle proposte, possibilità di informazioni distorte, scambio di informazioni nullo.

Tabella 13 - Processi di partecipazione pubblica classificati in base al grado di potere decisionale



Procedure	Informazione	Identificazione dei conflitti	Recepimento di proposte alternative	Valutazione multidecisionale	Analisi dei conflitti
<i>Informazione pubblica</i>	X				
<i>Consultazione.</i>	X	X	X	X	X
<i>Pianificazione congiunta</i>	X	X	X	X	X
<i>Autorità delegata</i>		X		X	

Tabella 14 Partecipazione pubblica classificata in base ai risultati ottenibili nel processo di pianificazione

*L'analisi multicriteriale con più decisori.*

L'analisi multiattributo illustrata fino ad ora è stata di tipo monodecisionale; tramite la matrice di valutazione è stato infatti possibile definire e valutare le preferenze individuali delle componenti decisionali interessate rispetto a ciascuna alternativa di piano. La fase di valutazione multidecisionale prevede l'aggregazione delle preferenze individuali in modo da ottenere una decisione rappresentativa del gruppo decisionale coinvolto. L'aggregazione delle preferenze è effettuata ripetendo per i diversi decisori le procedure precedentemente indicate e aggregando i risultati raggiunti. I metodi di aggregazione più frequentemente impiegati sono due: la valutazione addittiva e quella moltiplicativa.

Il primo passo della analisi multidecisionale riguarda l'individuazione delle componenti sociali interessate agli effetti sul territorio derivanti dalle diverse alternative progettuali.



### **Caso di studio**

Riferendoci all'esempio utilizzato nei precedenti paragrafi, supponendo di prendere in considerazione le attività produttive prevalenti nella zona due gruppi particolarmente coinvolti dall'indirizzo gestionale scelto per l'azienda in esame possono essere rappresentate dagli occupati nella filiera foresta-legno (settore primario e secondario) e da quelli del settore terziario. Il primo gruppo (**G1**) è perciò rappresentato dai **titolari e dai lavoratori delle imprese di utilizzazione e di prima lavorazione del legname** mentre un secondo gruppo (**G2**) è costituito dagli occupati, a vario titolo, nei **settori collegati alla fruizione turistico ricreativa** del territorio. La terza componente decisionale (**G3**) istituzionalmente interessata può essere rappresentata dalle **amministrazioni pubbliche**<sup>42</sup>. Tale gruppo decisionale rappresenta gli interessi di quegli strati sociali della popolazione non tutelati da specifiche associazioni di categoria, ma ugualmente coinvolti dagli indirizzi di politica ambientale e territoriale. Infine un quarto gruppo decisionale (**G4**), in grado di esercitare forti pressioni sull'opinione pubblica sociale può essere individuato nei **movimenti ambientalisti**, che, in maniera più o meno istituzionale, rappresentano gli strati sociali della popolazione più interessati agli interventi pubblici che coinvolgono l'uso di risorse naturali e ambientali.

La seconda fase della valutazione consiste nella valutazione separata da parte dei singoli decisori, delle alternative di pianificazione. Tale valutazione può essere effettuata tramite una serie di analisi multiattributo separate, oppure, speditivamente, tramite quantificatori linguistici sfocati. Quest'ultimo metodo ha il vantaggio della maggiore speditività e facilità di realizzazione. Infatti non è sempre agevole spiegare ed implementare una analisi multicriteriale completa con soggetti non abituati a trattare problemi decisionali in termini quantitativi.

---

<sup>42</sup> Fra le amministrazioni interessate si possono citare la Regione, la Comunità Montana e i diversi Comuni.



Nell'esempio in esame, la valutazione è stata effettuata sinteticamente tramite l'impiego di un set di quantificatori linguistici. La valutazione è riportata nelle seguenti tabelle.

		Riserva turistic	Riserva naturalistica	Azienda pilota	Azienda multif Produttiva	Azienda multif Turistica	Azienda Multif Pura
		A1	A2	A3	A4	A5	A6
G1	Cooperative	MB	MB	MA	AMA	PB	PA
G2	Settore turismo	MA	PB	NNN	PA	A	NNN
G3	Amministrazione	A	NNN	A	AMA	AMA	A
G4	Ambientalisti	B	MA	MB	MB	B	B

Codice	Quantificatore	Punteggio
MB	Molto basso	0.08
BMB	da Basso a Molto Basso	0.09
B	Basso	0.25
PB	Piuttosto Basso	0.37
NNN	Medio	0.5
PA	Piuttosto Alto	0.63
A	Alto	0.75
AMA	da Alto a Molto Alto	0.88

		A1	A2	A3	A4	A5	A6
G1	Cooperative	0.08	0.08	<b>0.92</b>	0.88	0.37	0.63
G2	Settore turismo	<b>0.92</b>	0.37	0.5	0.63	0.75	0.5
G3	Amministrazione	0.75	0.5	0.75	<b>0.88</b>	<b>0.88</b>	0.75
G4	Ambientalisti	0.25	<b>0.92</b>	0.08	0.08	0.25	0.25

Tabella 15

Come si può notare dalla Tabella 15, la valutazione è piuttosto diversificata fra i diversi decisori, almeno a livello della alternativa di piano preferita da ciascun gruppo sociale.

L'analisi effettuata fino ad ora è stata però di tipo monodecisionale; tramite la matrice di valutazione è stato infatti possibile definire e valutare le preferenze individuali delle singole componenti decisionali interessate rispetto a ciascuna alternativa di piano. La fase successiva prevede l'aggregazione delle





preferenze individuali in modo da ottenere una decisione rappresentativa del gruppo coinvolto. Il primo passo dell'analisi è consistito nella attribuzione di un *coefficiente di equità sociale* relativo a ciascun decisore coinvolto. Tale coefficiente può essere individuato sulla base di un approccio proposto in ambito di Valutazione di Impatto Ambientale (*cfr* BRESSO *et al*, 1985) che combina i seguenti criteri:

- i) generalità o settorialità degli interessi rappresentati;
- ii) genericità o specificità dell'interesse per la risorsa in esame.

Lo schema a punteggi è riportato nella tabella seguente.

	Interessi settoriali	Interessi generali
Interesse generico per la risorsa	<b>1,00</b>	<b>2,00</b>
Interesse specifico per la risorsa	<b>2,00</b>	<b>4,00</b>

Tabella 16

#### Caso di studio

Nel caso in esame al decisore **G3** (amministrazione pubblica) è stato attribuito il massimo punteggio, in quanto ha istituzionalmente un interesse specifico verso la risorsa in esame e risulta rappresentativo di tutti gli strati della collettività, compresi quelli non strutturati in associazioni di categoria o gruppi di pressione. Ai gruppi decisionali **G1** (imprese boschive) e **G2** (operatori turistici) è stato invece attribuito un punteggio intermedio, dal momento che essi rappresentano gli interessi di specifici settori della comunità (per quanto significativi nel territorio in esame). L'interesse verso la risorsa in esame appare invece specifico, dal momento che l'azienda forestale oggetto della valutazione rappresenta una parte non trascurabile dell'offerta di beni economici e di servizi ambientali con ricadute dirette sullo sviluppo dei due settori. Infine al decisore **G4** (associazioni naturalistiche) è stato attribuito il coefficiente minimo, dal momento che gli interessi rappresentati da tale gruppo decisionale appaiono essere



particolari e riferiti ad un ambito (provinciale o regionale) che comprende altre risorse con caratteristiche simili a quella in esame.

I pesi assoluti e normalizzati sono riportati nella seguente tabella.

<b>Decisori</b>	Peso	Peso norm.
<b>G1</b>	2,00	0,22
<b>G2</b>	2,00	0,22
<b>G3</b>	4,00	0,44
<b>G4</b>	1,00	0,11

*Tabella 17*

In base alla matrice ed ai pesi individuati è possibile effettuare l'aggregazione delle preferenze. Tale operazione può essere effettuata mediante molte procedure, la più semplice è rappresentata dalla media pesata.

#### **Caso di studio**

Nel caso della valutazione addittiva il calcolo dell'indice si effettua realizzando la media pesata, per ciascuna alternativa, dei punteggi che questa ha ottenuto per ciascun decisore; nel caso della alternativa **A1** si ha:

$$(0.08 \cdot 0.22 + 0.92 \cdot 0.22 + 0.75 \cdot 0.44 + 0.42 \cdot 0.11) = 0,58$$

I risultati complessivi della valutazione sono riportati nella seguente tabella.



		A1	A2	A3	A4	A5	A6
G1	Cooperative	0.08	0.08	0.92	0.88	0.37	0.63
G2	Settore turismo	0.92	0.37	0.5	0.63	0.75	0.5
G3	Amministrazione	0.75	0.5	0.75	0.88	0.88	0.75
G4	Ambientalisti	0.25	0.92	0.08	0.08	0.25	0.25
Valutazione additiva		0.58	0.42	0.66	0.74	0.67	0.61
Classifica valutazione additiva		5	6	3	1	2	4

Tabella 18

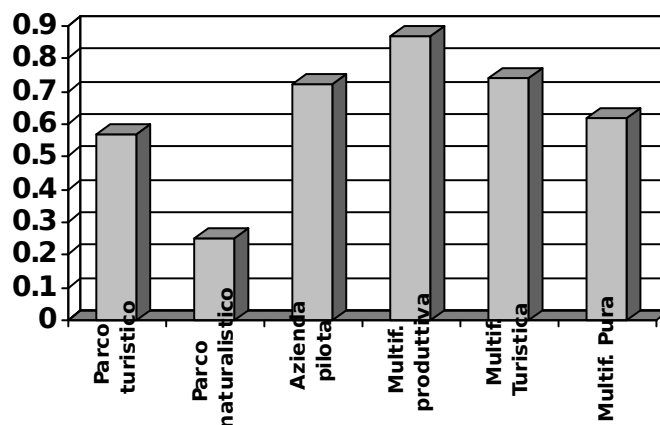


Figura 13

#### La valutazione del consenso

La fase finale della valutazione multidecisionale è la cosiddetta “valutazione del consenso”. Lo scopo della valutazione del consenso è quello di verificare se l'ordinamento individuato deriva realmente da un fenomeno di



compromesso fra le parti, ed è quindi rappresentativo della struttura delle preferenze di tutte le componenti sociali interessate, oppure se è viziato da conflitti fra i diversi interessi dei gruppi decisionali.

Uno dei metodi più semplici di valutazione del consenso è rappresentato dalla valutazione della distanza media, multidimensionale, fra le valutazioni dei decisori (NIJKAMP, 1980, CARLSSON *et al.* 1991). Tanto più "vicini" risulteranno i decisori, tanto più simili saranno le valutazioni effettuate, e perciò tanto maggiore sarà il consenso raggiunto.

La valutazione del consenso secondo il metodo della distanza multidimensionale si basa su due analisi:

- il grado di consenso nelle valutazioni dei decisori relativamente ad ogni alternativa
- il grado di contrasto nelle valutazioni effettuate dai decisori

Nella prima analisi si valuta se ciascuna alternativa è stata valutata in modo sostanzialmente uguale dai diversi decisori. Il metodo adottato è quello della "radice quadrata della media degli scarti quadratici".

Nel caso invece della valutazione del grado di contrasto fra i decisori la procedura utilizzata è analoga al caso precedente, solo che la radice quadrata della media degli scarti quadratici si calcola sulle differenze fra tutte le possibili coppie di decisori

#### **Caso di studio**

Sempre riferendosi all'esempio, i dati di partenza sono rappresentati dalla matrice di valutazione monodecisionale.



		A1	A2	A3	A4	A5	A6
G1	Cooperative	0.08	0.08	0.92	0.88	0.37	0.63
G2	Settore turismo	0.92	0.37	0.5	0.63	0.75	0.5
G3	Amministrazione	0.75	0.5	0.75	0.88	0.88	0.75
G4	Ambientalisti	0.25	0.92	0.08	0.08	0.25	0.25

Tabella 19

Per calcolare il grado di accordo dei decisori nei riguardi della alternativa A1 si applica il seguente procedimento:

$$\sqrt{\frac{(0.08 - 0.92)^2 + (0.08 - 0.75)^2 + (0.08 - 0.25)^2 + (0.92 - 0.75)^2 + (0.92 - 0.25)^2 + (0.75 - 0.25)^2}{6}}$$

=0.56

Ripetendo il calcolo per ogni alternativa si ottiene il seguente vettore di valutazioni:

A1:0.56

A2:0.49

A3:0.52

A4:0.53

A5:0.42

A6:0.30

Anche nel caso della valutazione del grado di contrasto esistente fra i decisori si utilizzano come dati di partenza quelli della valutazione monodecisionale. In base a tale matrice, la distanza media multidimensionale fra il decisore **G1** e **G2** è rappresentata dalla radice quadrata della media degli scarti quadratici delle valutazioni per ciascuna alternativa:



$$\sqrt{\frac{(0.08 - 0.92)^2 + (0.08 - 0.37)^2 + (0.92 - 0.5)^2 + (0.88 - 0.63)^2 + (0.37 - 0.75)^2 + (0.63 - 0.5)^2}{6}}$$

=0.45

Ripetendo i calcoli per ciascuna coppia di decisori si ottiene la seguente matrice:

	G1	G2	G3	G4
G1		0.45	0.39	0.61
G2	0.45		0.20	0.51
G3	0.39	0.20		0.60
G4	0.61	0.51	0.60	

Tabella 20

Come si può notare dall'analisi della matrice, gli indici di contrasto più critici si riscontrano fra i decisori G2 – G3 e G1 – G3.

Calcolando la media dei gradi di contrasto non nulli è possibile ottenere per ogni soggetto un indicatore che esprime la contrapposizione complessiva di un decisore rispetto agli altri.

Decisore - Decisore	G1	G2	G3	G4	Grado di contrasto
Cooperative G1	0	0.45	0.39	0.61	0.48
Settore turismo G2	0.45	0	0.20	0.51	0.39
Amministrazione G3	0.39	0.20	0	0.60	0.40
Ambientalisti G4	0.61	0.51	0.60	0	0.57
					<b>Complessivo 0.46</b>

Tabella 21

L'analisi mostra in generale un grado di accordo fra i diversi decisori non molto elevato. Il giudizio finale è quindi che la valutazione non è completamente soddisfacente dal punto di vista multidimensionale.



Un risultato interessante si ottiene confrontando la valutazione multidimensionale con il grado di accordo, come è stato fatto nella figura 14.

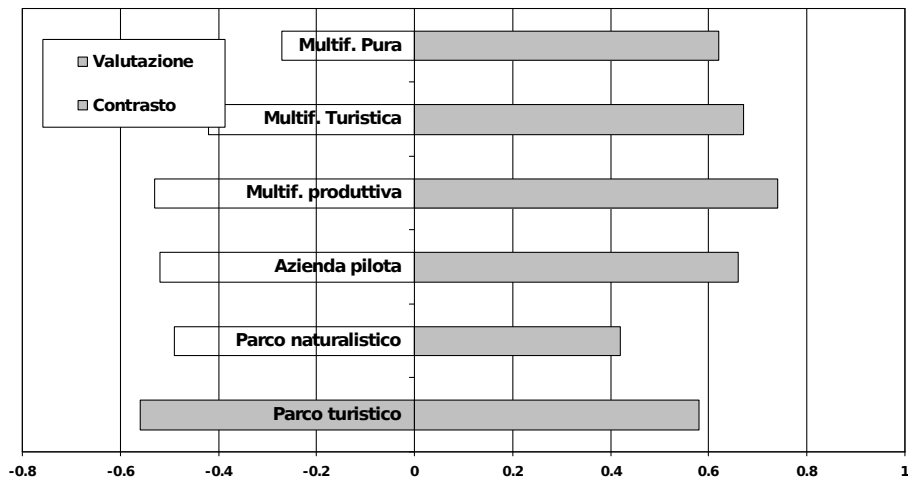


Figura 14

Come si può notare, l'analisi conferma sostanzialmente la bontà dell'ordinamento effettuato. Infatti la soluzione dell'azienda multifunzionale produttiva, che ottiene la più alta valutazione multidimensionale, realizza anche un grado di accordo abbastanza elevato. Un grado di accordo più alto è realizzato solamente dalla alternativa a parco turistico, che però si classifica solo quinta nella valutazione dei soggetti interessati.

### *Il metodo della valutazione gerarchica (Analytic Hierarchy Process)*

#### Introduzione

Il metodo della valutazione gerarchica è stato sviluppato da Saaty nel 1980 e, per la sua flessibilità operativa, è stato applicato con successo a molti



problemi decisionali. L'AHP è basato su una pluralità di modelli matematici, decisionali e psicologici ed ha le seguenti caratteristiche:

- o può operare sia con matrici degli effetti sia quantitative sia tramite giudizi qualitativi
- o può essere applicato in ambito mono o multidecisionale
- o è in grado di valutare problemi decisionali anche complessi
- o è possibile avere una valutazione della consistenza delle valutazioni espresse tramite i giudizi qualitativi.

La struttura gerarchica della AHP è generalmente espressa tramite un grafo a più livelli, mostrato schematicamente nella figura 15.

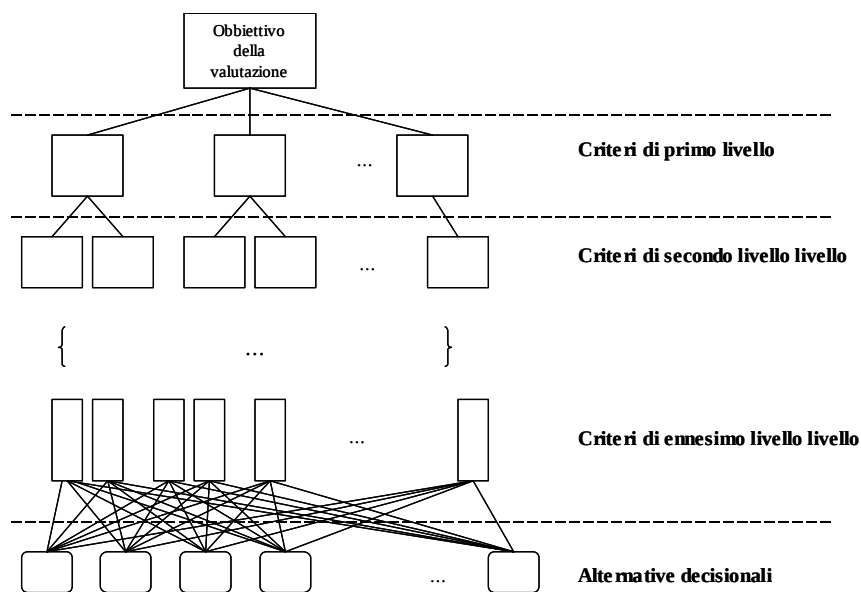


Figura 15 - Albero decisionale del metodo AHP





Nel caso di più gruppi decisionali, questi possono essere integrati nel grafo di valutazione. Per tale scopo possono essere adottate diverse tecniche di coinvolgimento.

- **Gerarchia statica:** le alternative ed i criteri del diagramma decisionale sono individuati *a priori* senza l'intervento dei gruppi sociali coinvolti. Ciascun decisore interviene successivamente nel processo di valutazione
- **Gerarchia dinamica:** i soggetti decisionali possono aggiungere elementi (sia alternative sia criteri) alla gerarchia.
- **Gerarchia disgiunta:** ciascun soggetto realizza un diagramma decisionale e quindi una valutazione delle alternative di pianificazione separatamente dagli altri. Le diverse valutazioni non vengono formalmente aggregate, ma sono impiegate solo dal punto di vista conoscitivo, per valutare i motivi di contrasto e di accordo fra i gruppi.
- **Gerarchia congiunta:** contrariamente al caso precedente, una volta realizzate le valutazioni da parte di ciascun gruppo decisionale, il responsabile del progetto aggrega le diverse valutazioni realizzate dai gruppi interessati. Il responsabile del progetto può anche pesare in modo diverso le valutazioni effettuate.
- **Gerarchia plenaria:** i metodi precedentemente illustrati tenevano comunque separati i diversi gruppi decisionali. Nella gerarchia plenaria invece il processo di valutazione viene realizzato coinvolgendo simultaneamente, anche se verosimilmente in più riprese, i soggetti coinvolti nel processo di pianificazione. Questo metodo ha evidenti vantaggi e svantaggi derivanti dal confronto faccia a faccia fra rappresentanti di portatori di interessi spesso contrapposti.

#### **Caso di studio**



La valutazione tramite il metodo gerarchico sarà applicata alla valutazione delle alternative di pianificazione in una foresta di 414 ettari situata nell'Appennino centro-settentrionale. Nella proprietà in esame sono state individuate le seguenti ipotesi di piano.

**Azienda a prevalente produzione legnosa.** Questa ipotesi prevede il ripristino delle utilizzazioni nel bosco ceduo secondo forme tradizionali previste nella legislazione forestale. Sono state quindi formate tre diverse comprese: una per i boschi di castagno trattati a ceduo a turno breve, una per i cedui matricinati di faggio produttivi ed una per il faggio con finalità protettiva.

**Ipotesi multifunzionale.** Ha lo scopo di valorizzare le attrattive turistiche presenti a livello storico, paesaggistico e naturalistico, unitariamente alla possibilità di realizzare produzioni di pregio nei boschi d'alto fusto.

**Ipotesi a parco ricreativo-scientifico.** Questa ipotesi di gestione cerca di conciliare la ricerca scientifica sulle formazioni forestali con uno sviluppo turistico ricreativo caratterizzato da un livello educativo maggiore per l'utente, garantendo spazi appositamente dedicati alla informazione e divulgazione scientifica ed aree espressamente volte alla sperimentazione di modelli culturali e tecniche gestionali, in una sorta di laboratorio ambientale permanente. Non vengono perseguiti scopi di produzione legnosa come obiettivo diretto e gli interventi selvicolturali programmati sono finalizzati alla conservazione degli ecosistemi e al miglioramento della fruibilità turistica.

**Parco naturale forestale.** Sono perseguiti solo scopi di esclusiva tutela ambientale e di fenomeni legati alla osservazione della evoluzione naturale dei popolamenti forestali.

I soggetti interessati al processo di pianificazione individuati nell'ambito delle procedure di coinvolgimento sociale sono i seguenti:

- G1:** Imprese forestali che operano in foresta
- G2:** Imprese legate all'attività turistico-ricreativa
- G3:** Famiglie residenti nella zona



**G4: Associazioni ambientaliste**

La struttura del grafo decisionale, che può essere individuato con le tecniche precedentemente indicate è riportata in figura x. Il grafo individuato può essere valutato sia come gerarchia congiunta sia disgiunta.

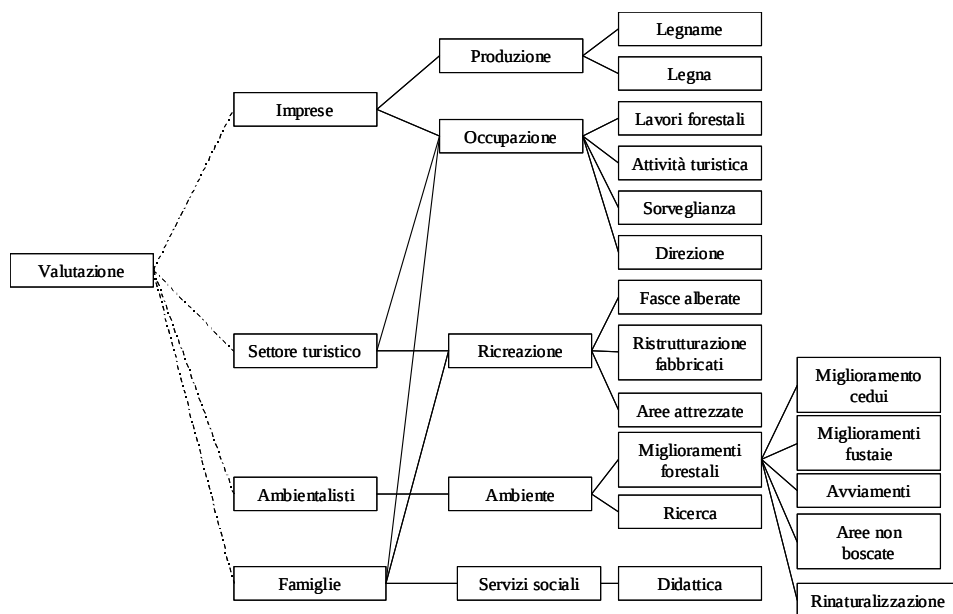


Figura 16 – Grafo decisionale del caso di studio.

La matrice degli effetti deriva dal grafo individuato ed è la seguente.



			Azienda forestale	Parco multifunzionale	Parco ricreativo scientifico	Parco naturalistico
Produzione legnosa	Produzione annua legname da lavoro	mc/anno	186.5	707.8	583.4	198.2
	Produzione legna da ardere	mc/anno	1406	600	537	482
Ricreazione	Ripristino fabbricati	num.	0	0	1	0
	Aree attrezzate	num.	0	2	9	0
	Itinerari	num.	0	1	2	0
Ambiente	Miglioramento boschi cedui	ha	261.85	82	132.16	147.1
	Miglioramento fustaie conifere	ha	19.33	33.4	27.72	19.49
	Conversioni all'alto fusto	ha	14.95	106.2	108.9	21.12
	Miglioramento aree non boscate	ha	48.5	52.8	48.12	24.33
	Evoluzione naturale	ha	0	85.8	30.7	124.75
Didattica	Aree informative	num.	0	2	1	0
Ricerca	Superfici forestali sperimentali	ha	0	165.3	202.3	0
	Punti di osservazione faunistica	num.	0	1	0	0
	Giardini botanici	num.	0	1	1	0
Occupazione	Lavori forestali	persone	6	5	5	4
	Attività turistica	persone	1	2	2	1
	Sorveglianza	persone	1	1	2	2
	Direzione e incarichi tecnici	persone	1	2	4	1
Costi	Investimento	euro	-	60,000	1,170,000	-
	costi di gestione	Euro/anno	300,000	350,000	600,000	270,000

Tabella 22



Normalizzando rispetto al massimo di ciascuna riga si ha:

			Area forestale	Parco multifunzionale	Parco ricreativo scientifico	Parco naturalistico
Produzione legnosa	Produzione annua legname da lavoro	mc/anno	0.453	1.000	0.224	0.380
	Produzione legna da ardere	mc/anno	1.000	0.427	0.382	0.343
Ricreazione	Ripristino fabbricati	num.	0.000	0.000	1.000	0.000
	Aree attrezzate	num.	0.000	0.222	1.000	0.000
	Itinerari	num.	0.000	0.500	1.000	0.000
Ambiente	Miglioramento boschi cedui	ha	1.000	0.313	0.505	0.562
	Miglioramento fustaie conifere	ha	0.579	1.000	0.830	0.584
	Conversioni all'alto fusto	ha	0.137	0.975	1.000	0.194
	Miglioramento aree non boscate	ha	0.919	1.000	0.911	0.461
	Evoluzione naturale	ha	0.000	0.688	0.246	1.000
Didattica	Aree informative	num.	0.000	1.000	0.500	0.000
Ricerca	Superfici forestali sperimentali	ha	0.000	0.817	1.000	0.000
	Punti di osservazione faunistica	num.	0.000	1.000	0.000	0.000
	Giardini botanici	num.	0.000	1.000	1.000	0.000
Occupazione	Lavori forestali	persone	1.000	0.833	0.833	0.667
	Attività turistica	persone	0.500	1.000	1.000	0.500
	Sorveglianza	persone	0.500	0.500	1.000	1.000
	Direzione e incarichi tecnici	persone	0.250	0.500	1.000	0.250
Costi	Investimento	euro	0.000	0.051	1.000	0.000
	costi di gestione	euro/anno	0.500	0.583	1.000	0.450

Tabella 23 – normalizzazione per riga

Si deve notare come il metodo impieghi una procedura di normalizzazione diversa rispetto alla *compromise programming* in quanto in questo caso non si calcola la distanza dal punto ideale.



*Le procedure di confronto a coppie.*

Il metodo della valutazione gerarchica si basa sulla costruzione di una matrice di giudizi costruita confrontando a coppie l'importanza relativa attribuita dal decisore ai diversi elementi. Nella formalizzazione dell'AHP, SAATY ha proposto una scala indicativa dell'intensità di importanza tra due obbiettivi che varia fra un minimo di 1 (uguale importanza fra i due obbiettivi) e un massimo di 9 (completa priorità di un obbiettivo rispetto ad un'altro); i valori intermedi fra 1 e 9 indicano gradi progressivamente crescenti di importanza da "debole" a "assoluta". La giustificazione di una simile scala è che l'abilità umana di esprimere qualitativamente un giudizio di preferenza fra due obbiettivi può essere generalmente limitata a cinque elementi caratterizzati dai seguenti indicatori linguistici: preferenza **uguale** (1), **debole** (3), **forte** (5), **molto forte** (7) **assoluta** (9). I valori intermedi (pari) assicurano una ulteriore (opzionale) possibilità di discriminazione. Tale scala è stata determinata e convalidata sperimentalmente non solo attraverso numerose applicazioni, ma anche mediante confronti con altre scale comunemente utilizzate (cfr. SAATY E KEARNAS, 1985). I giudizi sono espressi come rapporti basati su tale scala: nell'effettuare il giudizio comparativo, al decisore viene richiesto di determinare l'importanza relativamente ad ogni coppia di obbiettivi; il giudizio viene espresso con un valore intero se il primo elemento della coppia domina l'altro e come reciproco nel caso contrario. La matrice (quadrata) può essere perciò rappresentata come segue:

$$\mathbf{A} = \begin{bmatrix} 1 & b_1/b_2 & \dots & b_1/b_n \\ b_2/b_1 & 1 & \dots & b_2/b_n \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ b_n/b_1 & \dots & \dots & 1 \end{bmatrix}$$

con  $b_i$  punteggio di preferenza per l'obbiettivo  $i$ -esimo.



Relativamente a tale matrice SAATY ha dimostrato che tramite l'autovalore e l'autovettore della matrice è possibile giungere ad un "indice di consistenza" e a stimare i pesi relativi per ciascun obiettivo.

Considerando infatti un qualsiasi autovettore  $\mathbf{w}$  della matrice  $\mathbf{A}$ :

$$\mathbf{w} = \begin{bmatrix} w_1 \\ \cdot \\ \cdot \\ w_n \end{bmatrix}$$

e l'equazione generatrice degli autovettori

$$\mathbf{Aw} = \alpha \mathbf{w}$$

con  $\alpha$  autovalore della matrice  $\mathbf{A}$ , è possibile dimostrare che, se non ci sono valutazioni incongruenti si ha che  $\alpha = n$  ed  $\mathbf{A}$  è considerata essere "consistente"; in tali condizioni esiste un unico autovettore che rappresenta il vettore di pesi  $\mathbf{w}$  cercato. Se la matrice  $\mathbf{A}$  contiene invece errori di inconsistenza il vettore  $\mathbf{w}$  può essere ugualmente calcolato usando l'equazione:

$$\mathbf{Aw} = \alpha_{max} \mathbf{w}$$

dove  $\alpha_{max}$  rappresenta l'autovalore principale. SAATY ha dimostrato che in caso di inconsistenza l'autovalore principale è sempre maggiore di  $n$ . Quanto più prossimo è il valore di  $\alpha_{max}$  a  $n$  tanto più consistenti sono i valori osservati di  $\mathbf{A}$ . Basandosi su tale proprietà Saaty ha sviluppato uno specifico indice di consistenza:

$$CI = (\alpha_{max} - n) / (n - 1).$$



L'indice di consistenza combina le tradizionali consistenze transitiva (ordinale) e numerica (cardinale): quanto più il valore di  $\alpha_{\max}$  è vicino a  $n$  tanto più coerenti sono i giudizi attribuiti alle comparazioni a coppie<sup>43</sup>.

Nel metodo AHP i confronti a coppie vengono effettuati per ogni livello del grafo decisionale, a partire dalla “radice”. I pesi che si ottengono ad ogni livello vengono detti “pesi locali”. I pesi globali si ottengono realizzando il prodotto fra i diversi pesi locali lungo il grafo decisionale, come mostrato in figura 17.

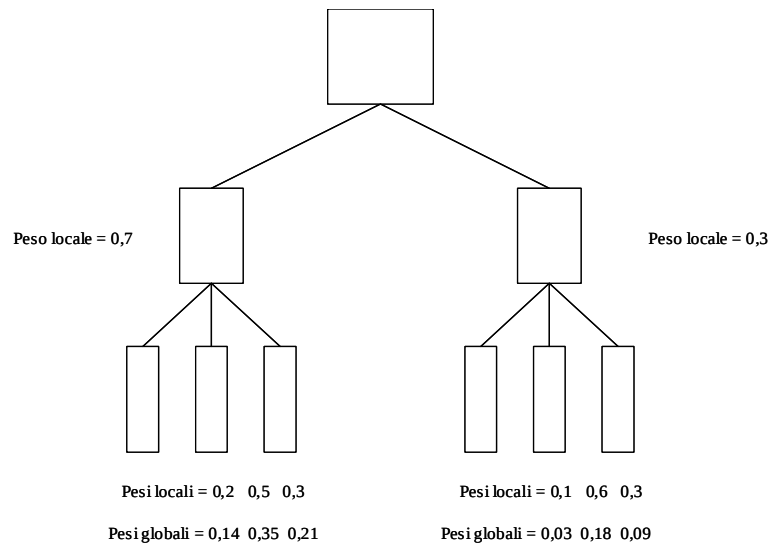


Figura 17 - Relazione fra pesi locali e pesi globali

<sup>43</sup> Per una più rigorosa esposizione dell'indice di consistenza, *cfr.* SAATY, 1980 e ZAHEDI, 1986.



## Caso di studio

La valutazione tramite confronto a coppie deve essere effettuata per ogni livello della gerarchia rappresentata dal grafo. Tralasciando per il momento l'ultimo livello (indicato dalla casella "valutazione" nella figura 16) che rappresenta l'aggregazione dei giudizi dati dai diversi soggetti coinvolti, iniziamo l'analisi per il gruppo decisionale delle famiglie. La prima matrice di confronto a coppie sarà perciò la seguente.

	Ricreazione	Occupazione	Didattica
Ricreazione	1.00	3.00	5.00
Occupazione	0.33	1.00	3.00
Didattica	0.20	0.33	1.00

Tabella 24

Nella valutazione in esame i rappresentanti del gruppo decisionale hanno stabilito che la funzione ricreativa ha importanza debolmente superiore alla funzione occupazionale (valutazione 3) e fortemente superiore a quella didattica (valutazione 5). La funzione occupazionale è invece debolmente preferita a quella didattica (valutazione 3). La parte inferiore della matrice contiene i reciproci della valutazione.

Per il calcolo dei pesi di ciascun elemento della matrice è possibile impiegare la formula approssimata, data dalla media dei valori normalizzati della matrice.

	Ricreazione	Occupazione	Didattica	
Ricreazione	1	3	5	
Occupazione	0	1	3	
Didattica	0	0	1	
Totale	2	4	9	
	Valori normalizzati			<b>Pesi</b>
Ricreazione	0.652	0.692	0.556	<b>0.633</b>
Occupazione	0.217	0.231	0.333	<b>0.260</b>
Didattica	0.130	0.077	0.111	<b>0.106</b>

Tabella 25



L'autovettore della matrice può essere calcolato sempre in modo semplificato, con la seguente procedura:

- moltiplicare ogni elemento di ciascuna riga della matrice per il relativo peso ed effettuare la somma della riga dividendo per il relativo peso
  - o (p.e. per la prima riga si ha:  
$$(1 \cdot 0.63 + 3 \cdot 0.26 + 5 \cdot 0.11) / 0.63 = 3.072$$
)
- l'autovettore si ottiene tramite la media di tutti i coefficienti ottenuti.

Nel caso in esame si ottiene un autovalore pari a  $\alpha = 3,039$  con un indice di consistenza, calcolato in base a quanto illustrato nel precedente paragrafo, pari a  $CI = (3,093-3)/(3-1) = 0,019$ .

Ricreazione	3.072
Occupazione	3.033
Didattica	3.011
Autovettore	3.039
CI	0.019

*Tabella 26*

Le valutazioni effettuate scendendo lungo il grafo decisionale sono riportate nelle seguenti tabelle.



<b>Ricreazione</b>	Aree attrezzate	Itinerari	Fabbricati			
Aree attrezzate	1.00	3.00	7.00			
Itinerari	0.33	1.00	5.00			
Fabbricati	0.14	0.20	1.00			
<b>Totali</b>	<b>1.476</b>	<b>4.200</b>	<b>13.000</b>	<b>Pesi locali</b>	<b>Consistenza</b>	<b>Pesi globali</b>
	Valori normalizzati					
Aree attrezzate	0.677	0.714	0.538	0.643	3.121	$0,643 \times 0,63 = 0.407$
Itinerari	0.226	0.238	0.385	0.283	3.062	$0,283 \times 0,63 = 0.179$
Fabbricati	0.097	0.048	0.077	0.074	3.013	$0,074 \times 0,63 = 0.047$
				CI	0.033	

Tabella 27

<b>Occupazione</b>	Direzione	Turismo	Sorveglianza	Bosco			
Direzione	1.00	3.00	5.00	7.0			
Turismo	0.33	1.00	3.00	5.0			
Sorveglianza	0.20	0.33	1.00	3.0			
Lavori forestali	0.14	0.20	0.20	1.0			
<b>Totali</b>	<b>1.676</b>	<b>4.533</b>	<b>9.200</b>	<b>16.0</b>	<b>Pesi locali</b>	<b>Consistenza</b>	<b>Pesi globali</b>
	Valori normalizzati						
Direzione	0.597	0.662	0.543	0.438	<b>0.560</b>	4.177	<b>0.146</b>
Turismo	0.199	0.221	0.326	0.313	<b>0.265</b>	4.101	<b>0.069</b>
Sorveglianza	0.119	0.074	0.109	0.188	<b>0.122</b>	3.947	<b>0.032</b>
Lavori forestali	0.085	0.044	0.022	0.063	<b>0.053</b>	3.946	<b>0.014</b>
					CI	0.014	

Tabella 28



Il criterio “Didattica” avendo una sola alternativa di intervento – le aree informative – non necessita di una valutazione tramite confronto a coppie.

Il vettore dei pesi globali per le famiglie è il seguente.

	pesi
Produzione annua legname da lavoro	0.000
Produzione legna da ardere	0.000
Ripristino fabbricati	0.047
Aree attrezzate	0.407
Itinerari	0.179
Miglioramento boschi cedui	0.000
Miglioramento fustaie conifere	0.000
Conversioni all'alto fusto	0.000
Miglioramento aree non boscate	0.000
Evoluzione naturale	0.000
Aree informative	0.106
Superfici forestali sperimentali	0.000
Punti di osservazione faunistica	0.000
Giardini botanici	0.000
Lavori forestali	0.014
Attività turistica	0.069
Sorveglianza	0.032
Direzione e incarichi tecnici	0.146
Investimento	0.000
costi di gestione	0.000

Tabella 29

Moltiplicando la matrice normalizzata degli effetti per i relativi pesi e realizzando la valutazione tramite una somma pesata (corrispondente ad una *compromise programming* con metrica  $L_1$ ) si ottiene la seguente valutazione data dal gruppo di interesse delle famiglie alle diverse alternative di piano.



		pesi	Azienda forestale	Parco multifunzionale	Parco ricreativo scientifico	Parco naturalistico
Produzione legnosa	Produzione annua legname da lavoro	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Produzione legna da ardere	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Ricreazione	Ripristino fabbricati	0.047	0.000	0.000	0.047	0.000
	Aree attrezzate	0.407	0.000	0.091	0.407	0.000
	Itinerari	0.179	0.000	0.090	0.179	0.000
Ambiente	Miglioramento boschi cedui	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Miglioramento fustaie conifere	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Conversioni all'alto fusto	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Miglioramento aree non boscate	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Evoluzione naturale	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Didattica	Aree informative	0.106	0.000	0.106	0.053	0.000
Ricerca	Superfici forestali sperimentali	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Punti di osservazione faunistica	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Giardini botanici	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Occupazione	Lavori forestali	0.014	0.014	0.012	0.012	0.009
	Attività turistica	0.069	0.034	0.069	0.069	0.034
	Sorveglianza	0.032	0.016	0.016	0.032	0.032
	Direzione e incarichi tecnici	0.146	0.036	0.073	0.146	0.036
Costi	Investimento	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	costi di gestione	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<b>Valutazione</b>			<b>0.101</b>	<b>0.456</b>	<b>0.945</b>	<b>0.112</b>

Tabella 30

Ripetendo la valutazione per gli altri soggetti interessati si ottengono i seguenti risultati.



## 2.4 Imprese forestali

<b>Imprese</b>	Occupazione	Produzione					
Occupazione	1	2					
Produzione	0.5	1					
<b>Totali</b>	<b>1.5</b>	<b>3</b>					
	Valori normalizzati		<b>Pesi Globali</b>				
Occupazione	0.67	0.67	<b>0.67</b>				
Produzione	0.33	0.33	<b>0.33</b>				
<b>Occupazione</b>	Lavori forestali	Sorveglianza	Direzione	Turismo			
Lavori forestali	1.0	3.0	3.0	9.0			
Sorveglianza	0.3	1.0	1.0	7.0			
Direzione	0.3	1.0	1.0	7.0			
Turismo	0.1	0.1	0.1	1.0			
<b>Totali</b>	<b>1.8</b>	<b>5.1</b>	<b>5.1</b>	<b>24.0</b>			
	Valori normalizzati				<b>Pesi locali</b>	Consist	<b>Pesi globali</b>
Lavori forestali	0.6	0.6	0.6	0.4	<b>0.526</b>	4.2	<b>0.351</b>
Sorveglianza	0.2	0.2	0.2	0.3	<b>0.217</b>	4.1	<b>0.145</b>
Direzione	0.2	0.2	0.2	0.3	<b>0.217</b>	4.1	<b>0.145</b>
Turismo	0.1	0.0	0.0	0.0	<b>0.040</b>	4.0	<b>0.027</b>
					CI	0.031	
<b>Produzione</b>	Legna	Legname					
Legna	1	0.5					
Legname	2	1					
<b>Totali</b>	<b>3</b>	<b>1.5</b>					
	Valori normalizzati		<b>Pesi locali</b>	<b>Pesi globali</b>			
Legna	0.33	0.33	<b>0.33</b>	<b>0.11</b>			
Legname	0.67	0.67	<b>0.67</b>	<b>0.22</b>			

Tabella 31



		<i>pesi</i>	<i>Azienda forestale</i>	<i>Parco multifunzionale</i>	<i>Parco ricreativo scientifico</i>	<i>Parco naturalistico</i>
Produzione legnosa	Produzione annua legname da lavoro	0.222	0.059	0.222	0.183	0.062
	Produzione legna da ardere	0.111	0.111	0.047	0.042	0.038
Ricreazione	Ripristino fabbricati	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Aree attrezzate	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Itinerari	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Ambiente	Miglioramento boschi cedui	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Miglioramento fustaie conifere	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Conversioni all'alto fusto	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Miglioramento aree non boscate	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Evoluzione naturale	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Didattica	Aree informative	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Ricerca	Superfici forestali sperimentali	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Punti di osservazione faunistica	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Giardini botanici	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Occupazione	Lavori forestali	0.351	0.351	0.292	0.292	0.234
	Attività turistica	0.027	0.013	0.027	0.027	0.013
	Sorveglianza	0.145	0.072	0.072	0.145	0.145
	Direzione e incarichi tecnici	0.145	0.036	0.072	0.145	0.036
Costi	Investimento	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	costi di gestione	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<b>Valutazione</b>			<b>0.642</b>	<b>0.733</b>	<b>0.834</b>	<b>0.528</b>

Tabella 32



### 2.4.1.1 ASSOCIAZIONI AMBIENTALISTE

Ambientalisti	Miglioramenti	Ricerca			
Miglioramenti	1	5			
Ricerca	0.2	1			
	1.2	6			
	Valori normalizzati		<b>Pesi locali</b>		
Miglioramenti	0.83	0.83	<b>0.83</b>		
Ricerca	0.17	0.17	<b>0.17</b>		
Miglioramenti	evol	conv	cedui	conif	non bosc
Evoluzione naturale	1.00	3.00	5.00	5.00	7.00
Conversioni all'alto fusto	0.33	1.00	3.00	3.00	5.00
Miglioramento boschi cedui	0.20	0.33	1.00	1.00	3.00
Miglioramento fustaie conifere	0.20	0.33	1.00	1.00	1.00
Miglioramento aree non boscate	0.14	0.20	0.33	1.00	1.00
	1.88	4.87	10.33	11.00	17.00
	Valori normalizzati				
Evoluzione naturale	0.53	0.62	0.48	0.45	0.41
Conversioni all'alto fusto	0.18	0.21	0.29	0.27	0.29
Miglioramento boschi cedui	0.11	0.07	0.10	0.09	0.18
Miglioramento fustaie conifere	0.11	0.07	0.10	0.09	0.06
Miglioramento aree non boscate	0.08	0.04	0.03	0.09	0.06
	<b>Pesi locali</b>	Consist	<b>Pesi globali</b>		
Evoluzione naturale	<b>0.50</b>	5.25	<b>0.42</b>		
Conversioni all'alto fusto	<b>0.25</b>	5.20	<b>0.21</b>		
Miglioramento boschi cedui	<b>0.11</b>	5.14	<b>0.09</b>		





Miglioramento fustaie conifere	<b>0.08</b>	5.16	<b>0.07</b>			
Miglioramento aree non boscate	<b>0.06</b>	5.03	<b>0.05</b>			
	CI	0.04				
Ricerca	fauna	orti	forest			
Punti di osservazione faunistica	1.00	3.00	5.00			
Giardini botanici	0.33	1.00	3.00			
Superfici forestali sperimentali	0.20	0.33	1.00			
	1.53	4.33	9.00			
	Valori normalizzati			<b>Pesi locali</b>	Consist	<b>Pesi globali</b>
Punti di osservazione faunistica	0.65	0.69	0.56	<b>0.63</b>	3.07	<b>0.11</b>
Giardini botanici	0.22	0.23	0.33	<b>0.26</b>	3.03	<b>0.04</b>
Superfici forestali sperimentali	0.13	0.08	0.11	<b>0.11</b>	3.01	<b>0.02</b>
				CI	0.02	

Tabella 33



		pesi	Azienda forestale	Parco multifunzionale	Parco ricreativo scientifico	Parco naturalistico
Produzione legnosa	Produzione annua legname da lavoro	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Produzione legna da ardere	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Ricreazione	Ripristino fabbricati	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Aree attrezzate	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Itinerari	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Ambiente	Miglioramento boschi cedui	0.090	0.090	0.028	0.045	0.050
	Miglioramento fustaie conifere	0.070	0.041	0.070	0.058	0.041
	Conversioni all'alto fusto	0.207	0.028	0.202	0.207	0.040
	Miglioramento aree non boscate	0.050	0.046	0.050	0.045	0.023
	Evoluzione naturale	0.417	0.000	0.287	0.103	0.417
Didattica	Aree informative	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Ricerca	Superfici forestali sperimentali	0.018	0.000	0.014	0.018	0.000
	Punti di osservazione faunistica	0.106	0.000	0.106	0.000	0.000
	Giardini botanici	0.043	0.000	0.043	0.043	0.000
Occupazione	Lavori forestali	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Attività turistica	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Sorveglianza	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Direzione e incarichi tecnici	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Costi	Investimento	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	costi di gestione	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Valutazione			0.205	0.800	0.519	0.571

Tabella 34



## 2.5 Imprese del settore turistico

<b>Turismo</b>	Ricreazione	Occupazione			
Ricreazione	1	5			
Occupazione	0.2	1			
	1.2	6			
	Valori normalizzati		<b>Pesi locali</b>		
Ricreazione	0.83	0.83	<b>0.83</b>		
Occupazione	0.17	0.17	<b>0.17</b>		
<b>Ricreazione</b>	fabbricati	Aree	Itinerari		
Ripristino fabbricati	1.00	3.00	3.00		
Aree attrezzate	0.33	1.00	1.00		
Itinerari	0.33	1.00	1.00		
	1.67	5.00	5.00		
	Valori normalizzati			<b>Pesi locali</b>	<b>Pesi globali</b>
Ripristino fabbricati	0.60	0.60	0.60	<b>0.60</b>	<b>0.50</b>
Aree attrezzate	0.20	0.20	0.20	<b>0.20</b>	<b>0.17</b>
Itinerari	0.20	0.20	0.20	<b>0.20</b>	<b>0.17</b>



<b>Occupazione</b>	Turism	Direz	Sorv	For
Attività turistica	1.00	5.00	7.00	9.00
Direzione e incarichi tecnici	0.20	1.00	3.00	5.00
Sorveglianza	0.14	0.33	1.00	3.00
Lavori forestali	0.11	0.20	0.33	1.00
	1.45	6.53	11.33	18.00
Valori normalizzati				
Attività turistica	0.69	0.77	0.62	0.50
Direzione e incarichi tecnici	0.14	0.15	0.26	0.28
Sorveglianza	0.10	0.05	0.09	0.17
Lavori forestali	0.08	0.03	0.03	0.06
	<b>Pesi locali</b>	Consist	<b>Pesi globali</b>	
Attività turistica	<b>0.64</b>	4.39	<b>0.107</b>	
Direzione e incarichi tecnici	<b>0.21</b>	4.22	<b>0.035</b>	
Sorveglianza	<b>0.10</b>	4.02	<b>0.017</b>	
Lavori forestali	<b>0.05</b>	4.06	<b>0.008</b>	
	CI	0.06		



Tabella 35

		pesi	Azienda forestale	Parco multifunzionale	Parco ricreativo scientifico	Parco naturalistico
Produzione legnosa	Produzione annua legname da lavoro	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Produzione legna da ardere	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Ricreazione	Ripristino fabbricati	0.500	0.000	0.000	0.500	0.000
	Aree attrezzate	0.167	0.000	0.037	0.167	0.000
	Itinerari	0.167	0.000	0.083	0.167	0.000
Ambiente	Miglioramento boschi cedui	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Miglioramento fustaie conifere	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Conversioni all'alto fusto	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Miglioramento aree non boscate	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Evoluzione naturale	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Didattica	Aree informative	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Ricerca	Superfici forestali sperimentali	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Punti di osservazione faunistica	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	Giardini botanici	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Occupazione	Lavori forestali	0.008	0.008	0.007	0.007	0.005
	Attività turistica	0.107	0.054	0.107	0.107	0.054
	Sorveglianza	0.017	0.008	0.008	0.017	0.017
	Direzione e incarichi tecnici	0.035	0.009	0.017	0.035	0.009
Costi	Investimento	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	costi di gestione	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Valutazione			<b>0.079</b>	<b>0.260</b>	<b>0.999</b>	<b>0.084</b>

Tabella 36

Ricapitolando, le valutazioni date dai diversi soggetti decisionali interessati al processo di pianificazione sono riportati nel grafico e nella tabella seguenti.



	Azienda forestale	Parco multifunzionale	Parco ricreativo scientifico	Parco naturalistico
Famiglie	0.10	0.46	0.94	0.11
Imprese	0.64	0.73	0.83	0.53
Turismo	0.08	0.26	1.00	0.08
Ambientalisti	0.20	0.80	0.52	0.57

Tabella 37

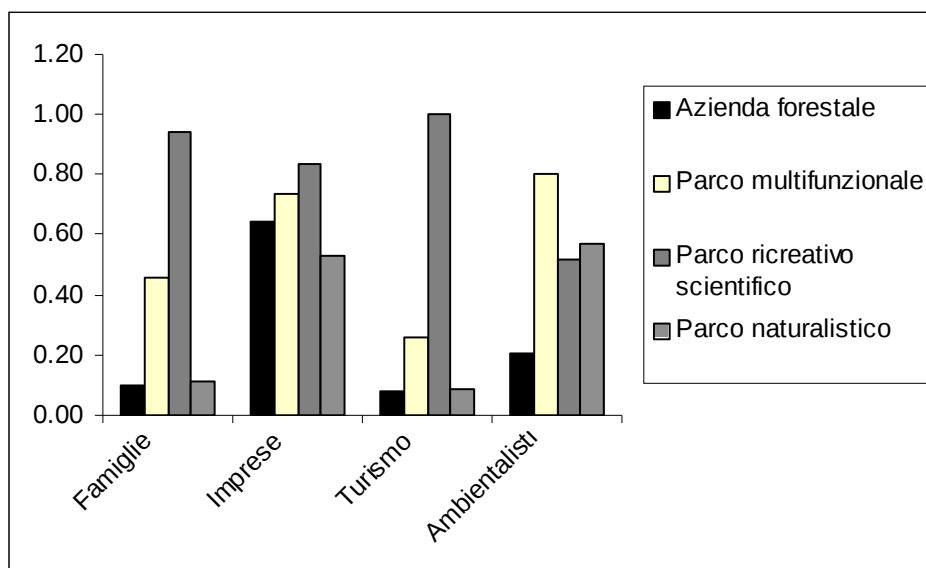


Figura 18 – Valutazioni date dai diversi soggetti interessati al processo di pianificazione

L'analisi effettuata rappresenta un tipico caso di **gerarchia disgiunta**. Dall'analisi dei risultati si può immediatamente notare come l'alternativa a "parco ricreativo scientifico" sia quella considerata preferibile dalle famiglie, dalle imprese del settore foresta legno e dagli operatori turistici. Solamente i rappresentanti delle



associazioni ambientaliste valutano come preferibile l'alternativa a parco multifunzionale (seconda classificata negli altri tre gruppi). Il risultato quindi della valutazione evidenzia le due alternative su cui si concentrano le maggiori preferenze da parte dei gruppi sociali coinvolti.

Volendo realizzare una **gerarchia congiunta** si può utilizzare il metodo di valutazione multidecisionale precedentemente illustrato o applicare la procedura proposta nell'ambito del metodo dell'AHP. In quest'ultimo caso Saaty (1980) suggerisce di aggregare le diverse valutazioni utilizzando il metodo della media geometrica pesata.

$$VA = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n V_i^{w_i}}$$

Con VA valutazione aggregata,  $\Pi$  simbolo di produttoria,  $V_i$  valutazione data dal decisore  $i$ ,  $w_i$ , peso dato al decisore  $i$ ,  $W$  somma di tutti i pesi  $w$ . I pesi per i diversi decisori vengono individuati con il metodo del confronto a coppie, che nel caso in esame è la seguente.

	Famiglie	Imprese	Turismo	Amb		
Famiglie	1.0	5.0	5.0	7.0		
Imprese	0.2	1.0	1.0	3.0		
Turismo	0.2	1.0	1.0	3.0		
Ambientalisti	0.1	0.3	0.3	1.0		
	1.5	7.3	7.3	14.0		
	Valori normalizzati				<b>Pesi</b>	Consist
Famiglie	0.6	0.7	0.7	0.5	<b>0.6</b>	4.17
Imprese	0.1	0.1	0.1	0.2	<b>0.2</b>	4.05
Turismo	0.1	0.1	0.1	0.2	<b>0.2</b>	4.05
Ambientalisti	0.1	0.0	0.0	0.1	<b>0.1</b>	4.02
					CI	0.02

Tabella 38



La valutazione aggregata nel caso dell'alternativa azienda forestale è la seguente:

$$VA = (0.1^{0.6} \cdot 0.64^{0.2} \cdot 0.08^{0.2} \cdot 0.2^{0.1}) = 0,13$$

Dal momento che la somma dei pesi è pari a 1, non è necessario applicare la radice. Ripetendo le operazioni per ciascuna alternativa si ottiene la seguente valutazione congiunta aggregata.

	Azienda forestale	Parco multifunzionale	Parco ricreativo scientifico	Parco naturalistico
<b>Aggregazione pesata</b>	<b>0.13</b>	<b>0.47</b>	<b>0.90</b>	<b>0.15</b>

*Tabella 39*

Come si può notare, i risultati ottenuti confermano sostanzialmente le considerazioni esposte nel caso della valutazione disgiunta.





### *L'analisi costi efficacia.*

L'analisi costi efficacia è una metodologia che cerca di coniugare i vantaggi dell'analisi costi-benefici (ACB) e dell'analisi multicriteriale (AMC), cercando di superarne i punti di debolezza. Infatti il principale inconveniente della ACB risiede nella difficoltà di valutare in termini monetari tutti i benefici ed i costi sociali, senza un esplicito prezzo di mercato, di un progetto o di un programma di azione. L'AMC invece, pur fornendo un insieme flessibile di metodologie per la valutazione ambientale e sociale, manca di un concreto riferimento ai parametri economici del processo decisionale.

L'analisi costi efficacia (ACE) cerca di aggirare questo ostacolo con il seguente procedimento.

1. Vengono identificate un insieme di alternative progettuali.
2. Ai soggetti decisionali interessati al progetto viene richiesto di realizzare una analisi multicriteriale di tali alternative con una delle metodologie indicate precedentemente. Il risultato dell'analisi multicriteriale rappresenta l'**efficacia** sociale e ambientale delle diverse alternative.
3. Per ogni alternativa progettuale vengono identificati i costi espliciti e ne viene calcolato il valore attualizzato.
4. Viene successivamente calcolato il rapporto fra efficacia e costo attualizzato.
5. Le alternative progettuali vengono realizzate in ordine di rapporto efficacia/costo fino ad esaurimento del capitale disponibile.

Nel caso di progetti mutuamente escludibili, viene realizzato il progetto con il miglior rapporto efficacia/costo. Altrimenti le azioni programmate vengono realizzate in ordine di rapporto efficacia costo.



### **Caso di studio.**

Il caso di studio in esame consiste nella valutazione dei progetti che costituiscono il programma di azione a medio termine in un parco naturale di recente istituzione. Il processo decisionale, svolto tramite il metodo della **gerarchia plenaria** da parte di un insieme rappresentativo dei soggetti interessati, porta innanzitutto alla individuazione dei seguenti obiettivi strategici di pianificazione del parco.

- I. Miglioramento delle caratteristiche naturalistiche, ecologiche e di stabilità idrogeologica del territorio.
- II. Sviluppo delle opportunità di occupazione per le popolazioni locali
- III. Formazione di una coscienza naturalistica della popolazione attraverso la conoscenza delle caratteristiche ambientali del parco.
- IV. Organizzazione della fruizione escursionistica.

Sulla base degli obiettivi strategici, con la collaborazione di un *pool* di esperti vengono successivamente individuate le seguenti azioni che andranno a costituire il piano a medio termine del parco naturale.

- a. Interventi di apicoltura naturalistica e recupero di prati e pascoli
- b. Opere di bioingegneria per il consolidamento ed il reinverdimento di versanti, recupero di superfici dissestate, difesa dall'erosione e riduzione del trasporto solido dei corsi d'acqua.
- c. Interventi selvicolturali volti a favorire la stabilità ecologica, la fruizione naturalistica ed il rischio d'incendio.
- d. Realizzazione di centri dedicati all'educazione ambientale e all'approfondimento non specialistico delle discipline naturalistiche.
- e. Realizzazione di un giardino botanico al fine di tutelare le specie rare protette e minacciate. E' previsto che il giardino sia opportunamente cartellinato, aperto al pubblico e dotato di documentazione divulgativa.
- f. Realizzazione di un arboreto, in località distante dal giardino, al fine di tutelare le varietà locali delle specie arboree presenti nell'area. E' previsto



che l'arboreto sia opportunamente cartellinato, aperto al pubblico e dotato di documentazione divulgativa.

- g. Predisposizione di una collana di pubblicazioni riferita a attività di educazione ambientale, turismo permanente, guide naturalistiche, informazioni sulla comunità del parco.
- h. Aggiornamento e formazione del personale docente presente nel bacino di utenza del parco.
- i. Realizzazione di un sistema di centri visita ed accoglienza al parco.
- j. Realizzazione di aree sosta attrezzate, consistenti in zone di parcheggio di piccole dimensioni, localizzate al confine del parco nelle zone di maggior affluenza turistica. E' prevista inoltre la creazione di punti panoramici attrezzati con cartellonistica lungo le strade aperte al pubblico.
- k. Realizzazione di itinerari didattico-tematici, che, con un puntuale supporto didascalico (guide interattive), avvicinino l'escursionista alle valenze naturalistiche e storico culturali del territorio.
- l. Predisposizione di itinerari per disabili, dotati sia dei supporti necessari per superare le barriere morfologiche del territorio (corrimani, passerelle, ecc.) sia di un guida puntuale per la realizzazione di esperienze naturalistiche in relazione ai diversi tipi di disabilità.
- m. Restauro delle emergenze storiche e architettoniche testimoniali situate in prossimità dei principali percorsi escursionistici.

Sempre nel corso di una procedura plenaria di coinvolgimento della popolazione e dei gruppi sociali viene individuato il seguente grafo decisionale di valutazione delle diverse azioni di piano in relazione agli obiettivi strategici a medio termine individuati.

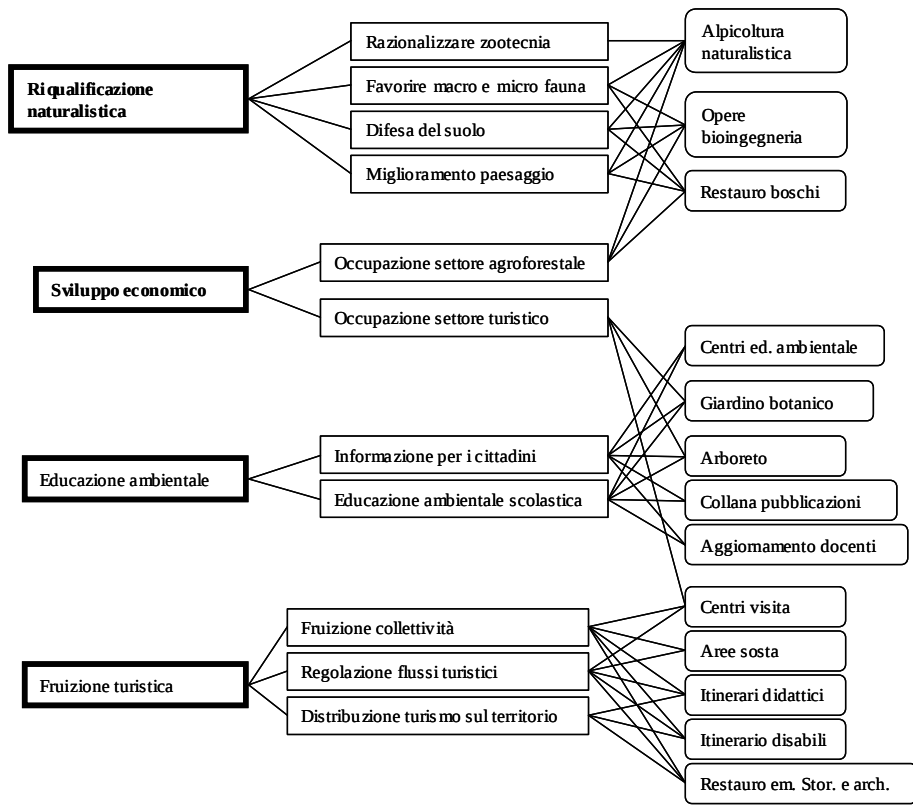


Figura 19

Tramite una procedura di AHP il gruppo decisionale individua la seguente gerarchia di preferenza. Il peso globale attribuito a ciascuna alternativa decisionale rappresenta il parametro di **efficacia** economico-ambientale.

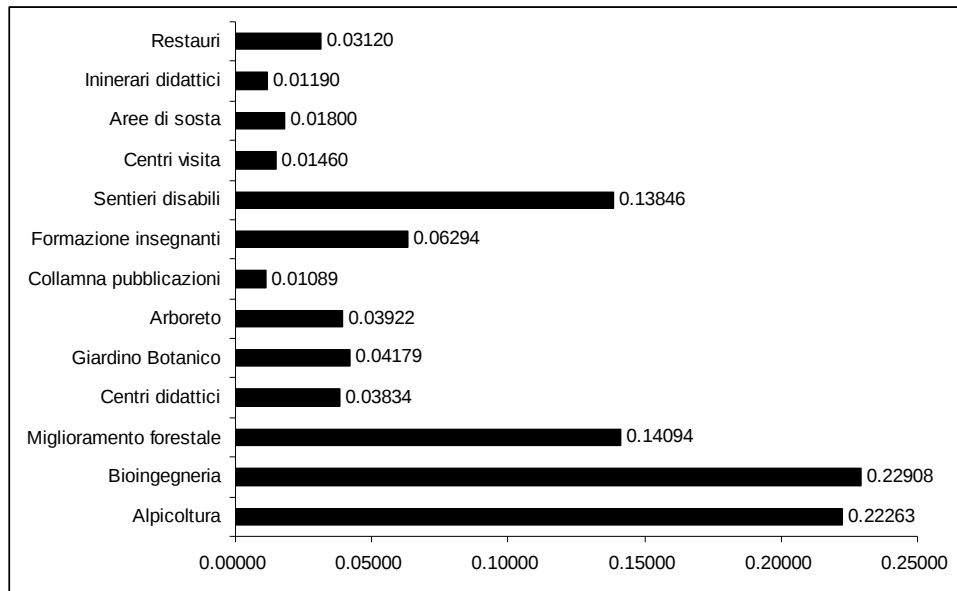


Figura 20

La fase successiva del processo di analisi costi efficace è l'individuazione del valore attuale dei costi espliciti relativi ai diversi progetti. Le azioni in esame presentano due tipi di costo: un costo di investimento ed un costo di manutenzione, valutato in un arco temporale di 10 anni. In generale il valore attuale dei costi sarà perciò:

$$VAC = \text{investimento} + \text{manutenzione} \frac{q^{10} - 1}{rq^{10}}$$

con VAC valore attuale dei costi

I dati relativi agli interventi in esame sono riportati nella seguente tabella.



Azione	Efficacia	Investimento (1000 euro)	manutenzione (1000 euro)	VAC
Alpicoltura	0.22263	110	4.4	147.5
Bioingegneria	0.22908	200	8	268.2
Miglioramento forestale	0.14094	80	3.2	107.3
Centri didattici	0.03834	50	5	92.7
Giardino Botanico	0.04179	80	12	182.4
Arboreto	0.03922	600	90	1367.7
Collana pubblicazioni	0.01089	1000	0	1000.0
Formazione insegnanti	0.06294	0	15	128.0
Sentieri disabili	0.13846	130	13	240.9
Centri visita	0.01460	1000	150	2279.5
Aree di sosta	0.01800	900	36	1207.1
Itinerari didattici	0.01190	400	32	673.0
Restauri	0.03120	1000	40	1341.2

Tabella 40

La fase conclusiva dell'analisi consiste nel calcolare il rapporto efficacia/costo, moltiplicato per 1000 al fine di ridurre il numero di cifre decimali, e nell'ordinare in base a questo le diverse azioni progettuali (vedi tabella 41).

Azione	E/C
Alpicoltura	1.50903
Miglioramento forestale	1.31351
Bioingegneria	0.85402
Sentieri disabili	0.57479
Formazione insegnanti	0.49193
Centri didattici	0.41383
Giardino Botanico	0.22915
Arboreto	0.02868
Restauri	0.02326



Itinerari didattici	0.01768
Aree di sosta	0.01491
Collana pubblicazioni	0.01089
Centri visita	0.00641

*Tabella 41*

### **L'analisi multicriteriale geografica**

Un recente sviluppo nell'ambito della analisi ambientale è rappresentato dall'uso congiunto di tecniche di analisi multicriteriale con i Sistemi Informativi Territoriali. Infatti, quasi sempre i risultati di uno studio di pianificazione territoriale sono rappresentati attraverso una mappa topografica. Inoltre le informazioni relative localizzazione e alle caratteristiche topografiche sono fondamentali nel processo di pianificazione territoriale, per questo motivo le applicazioni più integrano procedure di analisi multicriteriale all'interno di una struttura di Sistema Informativo Territoriale. In questo paragrafo si illustreranno le tecniche di costruzione di modelli d'AMC tramite l'impiego di Sistemi Informativi Territoriali.

#### *Basi teoriche*

Applicare l'analisi multicriteriale ai problemi di pianificazione territoriali nell'ambito teorico della *ecological economics* significa essenzialmente affrontare le problematiche relative alla valutazione delle potenzialità delle risorse territoriali relativamente ai possibili indirizzi di sviluppo endogeno nel rispetto dei vincoli di sostenibilità ambientale, sociale e culturale.

Per raggiungere tale obiettivo è possibile scomporre il problema nelle seguenti fasi.

- Individuazione dei criteri del processo di pianificazione in termini di:



- o valutazione delle potenzialità di sviluppo endogeno ed autocentrato, applicando i principi delle teorie regionali;
- o analisi della sostenibilità ambientale dei processi di sviluppo, tramite i modelli della *landscape ecology*.
- Analisi, con sufficiente dettaglio territoriale (georeferenziazione), delle potenzialità del territorio relativamente a tali criteri, tramite un appropriato set di indicatori da aggregare con tecniche di valutazione multicriteriale (*Multiple Criteria Evaluation*)
- Identificazione e quantificazione dei conflitti.

In tale processo risulta cruciale la disponibilità di dati territoriali georeferenziati di natura economica ambientale e sociale con sufficiente grado di dettaglio. Per tale motivo i modelli di valutazione multicriteriale e di analisi dei conflitti andranno implementati all'interno di un Sistema Informativo Territoriale<sup>44</sup>.

Nell'impiego dei GIS nei problemi di sviluppo ecosostenibile i problemi coinvolti riguardano quindi la valutazione e la destinazione d'uso di risorse naturali. Le analisi di vocazione e destinazione d'uso delle risorse naturali sono state storicamente uno dei primi campi di applicazione dei GIS come sistemi di supporto alle decisioni di politica ambientale (FAO, 1976. *A framework for land evaluation*. FAO, Rome).

I problemi MCDM in ambito GIS hanno quindi come finalità la realizzazione di zonizzazioni, cioè l'assegnazione di una determinata porzione di territorio ad una certa classe. Per esempio:

---

<sup>44</sup> La necessità di considerare simultaneamente una pluralità di obiettivi georeferenziati nei processi di pianificazione territoriale deriva anche da altri approcci disciplinari e teorico-metodologici che stanno convergendo su le stesse problematiche. A tal proposito è possibile citare la "pianificazione ecologica" (McHarg, 1969, Oneto, 1997) e la *Land Evaluation – Land use planning* (FAO, 1993, 1997, Rossiter, 1994).





- Zone destinabili alla urbanizzazione
- Zone protette
- Zone agricole
- Ecc. ecc.

### *La rappresentazione dei dati nei SIT: griglie e vettori*

Le due modalità di rappresentazione digitale delle caratteristiche territoriali impiegate nei Sistemi Informativi Territoriali sono le **griglie** (*raster*) ed i **vettori** (*vector*).

Nella rappresentazione vettoriale le caratteristiche del territorio sono rappresentate tramite punti caratterizzati dalle loro coordinate geografiche. I punti possono essere fra di loro connessi a formare **linee** o superfici chiuse (**poligoni**). Ognuna di queste entità rappresenta una caratteristica del territorio: p.e. le entità puntuali possono rappresentare, a seconda della scala, pozzi o punti panoramici, mentre le linee strade o fiumi; i poligoni infine zone di territorio omogenee per uso del suolo, geologia, ecc.. Ad ogni entità è associato un *record* di *data base*. I vantaggi di una rappresentazione cartografica vettoriale sono i seguenti:

- precisione
- occupazione di memoria proporzionale al dettaglio delle informazioni
- possibilità di produrre mappe di elevata qualità

Gli svantaggi sono:

- maggiore difficoltà nella elaborazione cartografica
- problemi nella sovrapposizione di layer diversi
- maggiore difficoltà nel collegare i dati cartografici a modelli matematici e statistici.

L'idea che sta alla base della rappresentazione tramite griglia è la divisione della mappa in celle di forma quadrata (spesso chiamate, in modo non del tutto proprio, pixel) disposte secondo un griglia regolare. Ogni cella, per



definizione, rappresenta una porzione di territorio omogenea, quindi, con tale rappresentazione, non è possibile avere un dettaglio superiore a quello della cella e la mappa presenterà così un valore specifico per ogni cella e per ogni strato cartografico informativo.

I vantaggi della rappresentazione a griglia sono i seguenti:

- facilità di sovrapporre diversi tematismi cartografici
- facilità di impiego dei dati del SIT all'interno di modelli matematici, statistici e di simulazione.

Gli svantaggi sono:

- risoluzione fissa;
- perdita di informazione al di sotto della risoluzione della griglia;
- dimensione degli archivi informatici;
- difficoltà di produrre mappe di alta qualità.

Benché entrambe le rappresentazioni, griglia o vettoriale, possano essere impiegate, nella maggior parte dei casi le applicazioni di analisi multicriteriale che all'interno di Sistemi Informativi Territoriali si basano su rappresentazioni a griglia.

Sebbene le tecniche in esame siano ormai diffuse e consolidate nei principi di base, esiste ancora una certa divergenza nell'uso della terminologia; basandoci su quanto riportato dai principali autori nel settore della analisi multicriteriale applicata ai Sistemi Informativi Territoriali (Eastman, 1993) possiamo dare le seguenti definizioni.

- Decisioni: rappresentano una scelta fra alternative. Nel caso, per esempio di una zonizzazione finalizzata alla valutazione di destinazione di uso delle risorse, le alternative sono le diverse zone in cui risulterà suddiviso il territorio [commerciale; residenziale; urbano; agricolo; naturale].
- Criteri: sono fattori che incrementano o decrementano la potenzialità di un territorio per una data destinazione d'uso o il suo valore complessivo per un dato aspetto (ambientale, culturale, sociale, ecc.).



- Vincoli: sono fattori che deve essere assolutamente rispettati e che limitano (in senso territoriale) le alternative in considerazione.

Nella formalizzazione dei modelli di analisi multicriteriale geografici è innanzitutto necessario specificare che ciascun criterio decisionale è rappresentato tramite una specifica mappa tematica detta *layer* o “strato cartografico”. Variabili decisionali del modello sono perciò (in un SIT raster) i diversi *pixels*, che esprimono la potenzialità del territorio verso una data alternativa di destinazione di uso del suolo.

Nella costruzione dei modelli di analisi multicriteriale geografici sia i criteri che i vincoli vengono rappresentati tramite mappe. I vincoli sono rappresentati tramite “mappe booleane”, in cui ogni pixel ha valore 1 se è ammissibile che esso possa essere destinato all’espansione delle attività economiche 0 altrimenti. I criteri sono rappresentati tramite “mappe sfocate” (fuzzy) in cui il pixel ha valore crescente a seconda del suo contributo all’obiettivo generale dell’analisi.

### **Caso di studio**

Identificare in un dato territorio (comunità montana del Mugello) le zone suscettibili di espansione delle attività produttive.

Criteri:

- Minimizzazione del costo dei servizi (costruzione viabilità, connessione alle reti, ecc.)
- Minimizzare la distanza dai principali centri di mercato
- Minimizzare l’impatto sulle emergenze ambientali

Vincoli

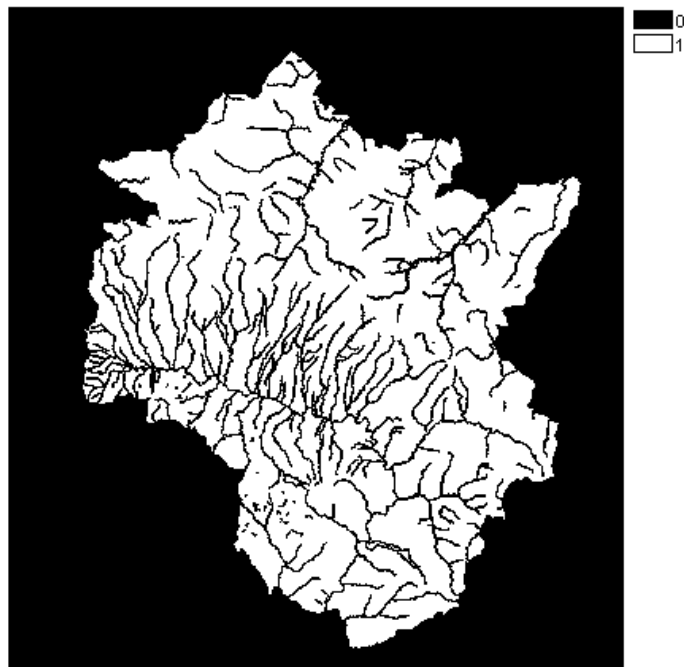
- Evitare il rischio idraulico: sono da escludere le zone poste a meno di 100 metri dai principali corsi d’acqua.
- Evitare l’espansione delle attività economiche nelle zone residenziali



- Evitare l'espansione delle attività economiche nelle zone boschive.

La fase successiva della costruzione del modello relativo al caso di studio è la costruzione delle mappa boolene dei vincoli. Considerando innanzitutto il vincolo del rischio idraulico, questo prescrive di escludere dalle zone di espansione delle attività produttive le aree a distanza inferiore a 100 metri dai corsi d'acqua. La corrispondente mappa booleana assegna valore 1 ai pixels a distanza superiore a 100 metri dal fiume e valore 0 a quelli a distanza inferiore.

**Buffer 100 metri dai fiumi**



*Figura 21*

Il vincolo successivo riguarda le zone residenziali. Vengono tassativamente escluse dalle zone di espansione delle attività produttive le zone residenziali. La corrispondente mappa booleana assegna valore 0 ai pixels con uso del suolo ad edilizia residenziale e valore 1 agli altri usi del suolo.



**Vincolo di uso del suolo**



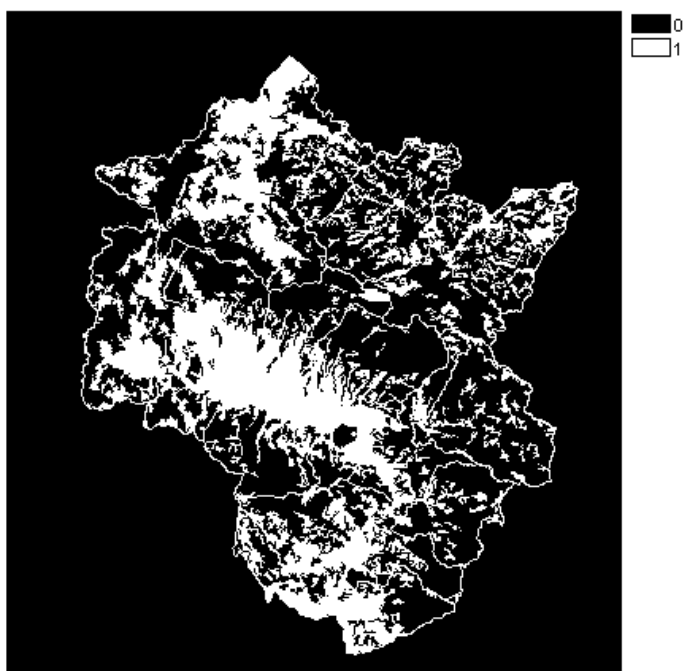
*Figura 22*

Il vincolo successivo riguarda le zone boscate. Vengono tassativamente escluse dalle zone di espansione delle attività produttive le zone Boscate. La corrispondente mappa booleana assegna valore 0 ai pixels con uso del suolo ad edilizia residenziale e valore 1 agli altri usi del suolo



CEDIP

### Superfici boscate vincolate



*Figura 23*

Come precedentemente spiegato, i criteri vengono rappresentati attraverso mappe sfocate. Per capire come si rappresenta un criterio attraverso una mappa sfocata esaminiamo l'obiettivo di minimizzazione dei costi. Nel contesto del nostro esempio il criterio di minimizzazione dei costi può a sua volta essere scomposto in due fattori:

- minimizzare la distanza dalle strade esistenti, dal momento che questa influisce sui costi necessari per la viabilità e gli allacciamenti alle reti idriche, elettriche e telefoniche.
- minimizzazione della pendenza, in quanto costruire su terreni inclinati è più complesso e costoso.

La attitudine di ciascun pixel alla espansione delle attività produttive dipende quindi dalla sua pendenza e dalla sua distanza da strade.



### Distanza da strade

Prima fase di costruzione del criterio è il calcolo di una mappa delle distanze dalle strade esistenti.

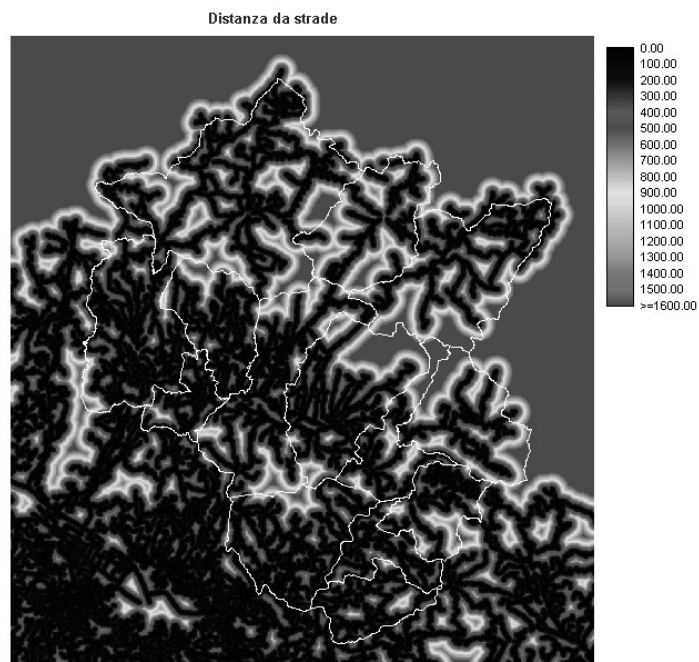


Figura 24

### Pendenza del terreno

Successivamente, considerando il secondo aspetto del criterio di minimizzazione dei costi, è necessario realizzare una mappa delle pendenze.



Pendenza

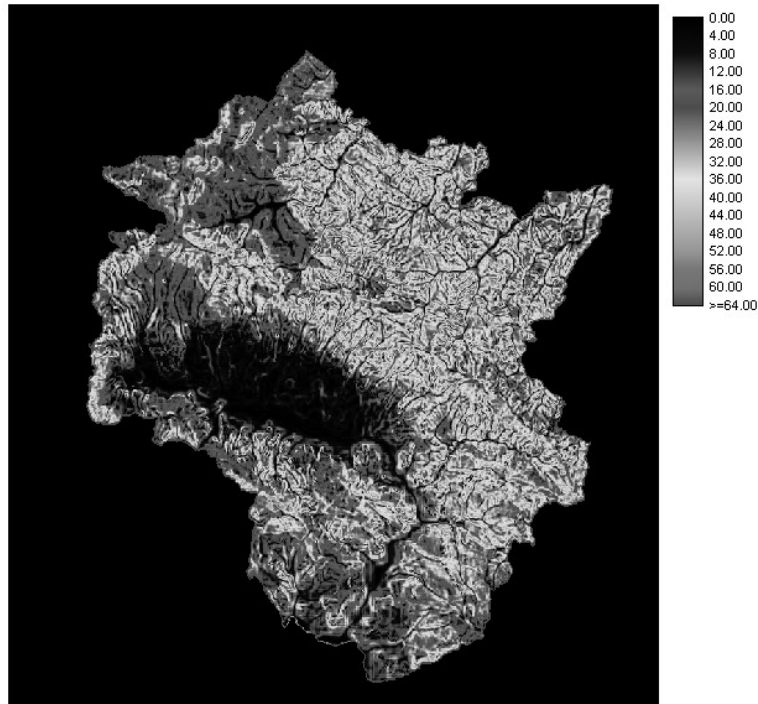


Figura 25

L'obiettivo di minimizzazione dei costi è ora rappresentabile attraverso due mappe dimensionali:

- la distanza da strade, espressa in metri
- la mappa delle pendenze, espressa in pendenza percentuale

Per poter aggregare i due elementi in un'unica mappa che rappresenti il criterio di minimizzazione dei costi è necessario trasformare le due mappe dimensionali in mappe sfocate adimensionali.

Esaminiamo la mappa che riporta la distanza da strade. L'individuazione di un indice di distanza da strade specifico per questa valutazione si basa sui principi dei numeri sfocati. Nel caso in esame si è considerato come limite di sicura lontananza una





distanza pari a 300 metri dalle strade. Il corrispondente numero sfocato ha valore massimo (255)<sup>45</sup> per una distanza pari a 0 metri e valore minimo (0) per una distanza uguale o superiore ai 300 metri.

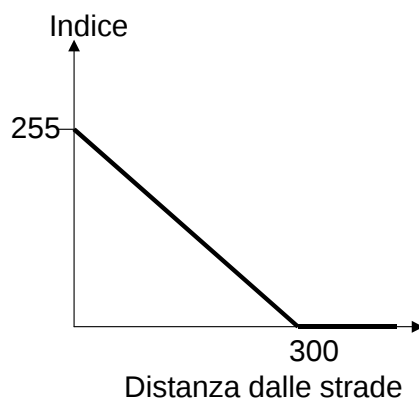


Figura 26

Applicando tale funzione alla mappa delle distanze si ottiene la mappa sfocata del criterio distanza da strade per la minimizzazione dei costi. La mappa assegna:

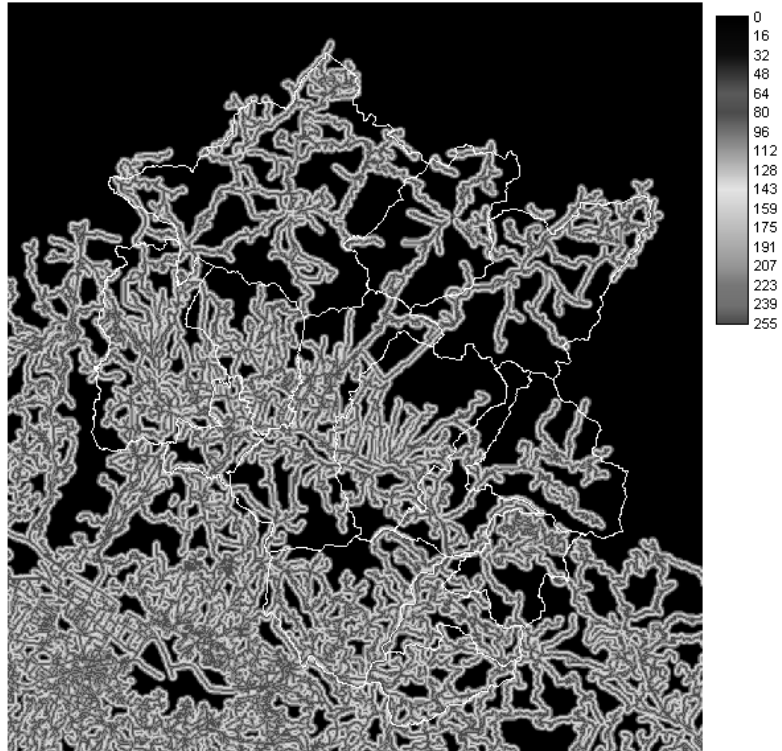
- valore 0 alle zone con distanza da strade superiore a 300 m.
- valore massimo alle zone con distanza inferiore a 0
- valori intermedi per le zone con pendenza compresa fra 300 e 0

---

<sup>45</sup> Nel caso dell'analisi multicriteriale geografica è necessario l'impiego del calcolatore elettronico per risolvere i problemi impostati. In questo caso piuttosto che utilizzare una scala di valutazione continua da 0 a 1, è conveniente, per motivi di velocità di calcolo, impiegarne una scala a numeri interi da un minimo di 0 ad un massimo di 255.



Distanza sfocata da strade



*Figura 27*

Parimenti per il criterio pendenza è stata considerato come pendenza sicuramente limitante un valore pari o superiore al 25%. La mappa sfocata che ne deriva assegna:

- valore 0 alle zone con pendenza superiore al 25%
- valore 1 alle zone con pendenza inferiore a 0%
- valori intermedi per le zone con pendenza compresa fra lo 0% ed il 25%.



Pendenza sfocata

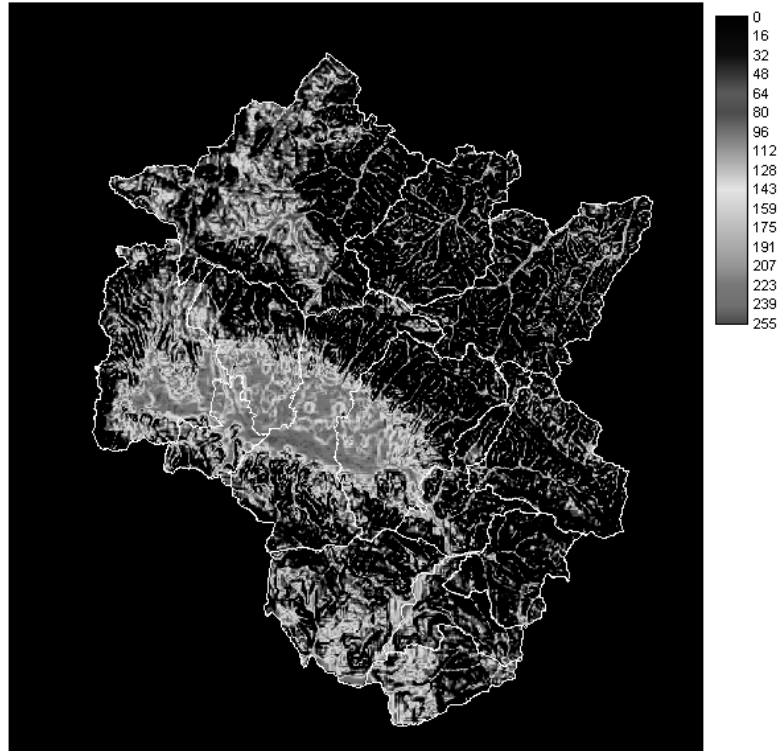
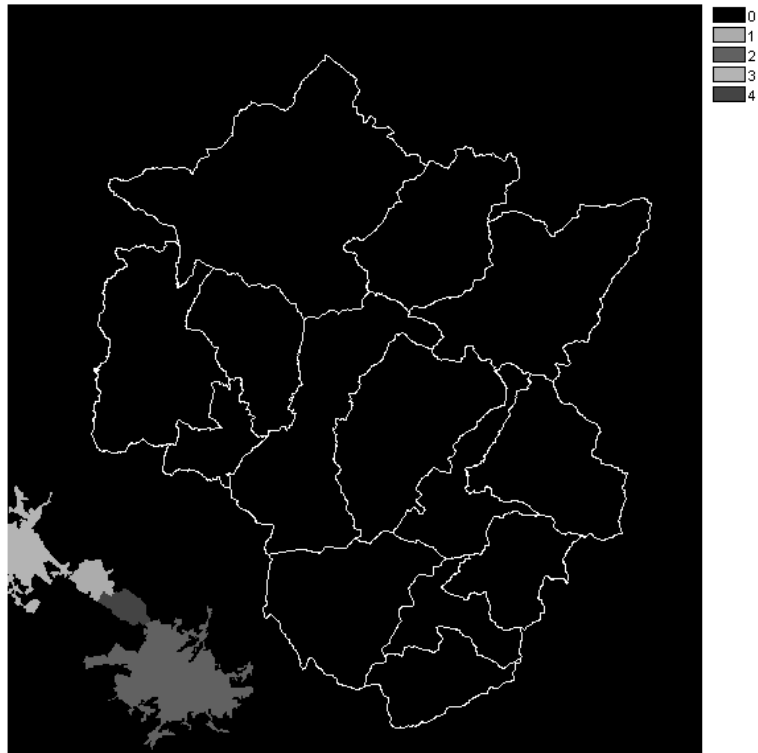


Figura 28

Esaminiamo il criterio di minimizzazione della distanza dal mercato. E' stato considerato come indice la distanza dai grossi centri dell'area metropolitana fiorentina. Anche in questo caso è stata costruita una mappa sfocata con un limite di distanza pari a 50 chilometri. La figura 29 riporta la posizione delle aree metropolitane rispetto alla comunità montana del Mugello.



Città



*Figura 29*

La mappa corrispondente mappa sfocata è costruita in due fasi

- realizzazione della mappa delle distanze
- costruzione della mappa sfocata

Il risultato di tali operazioni è riportato in figura 30



Distanza sfocata dalle città

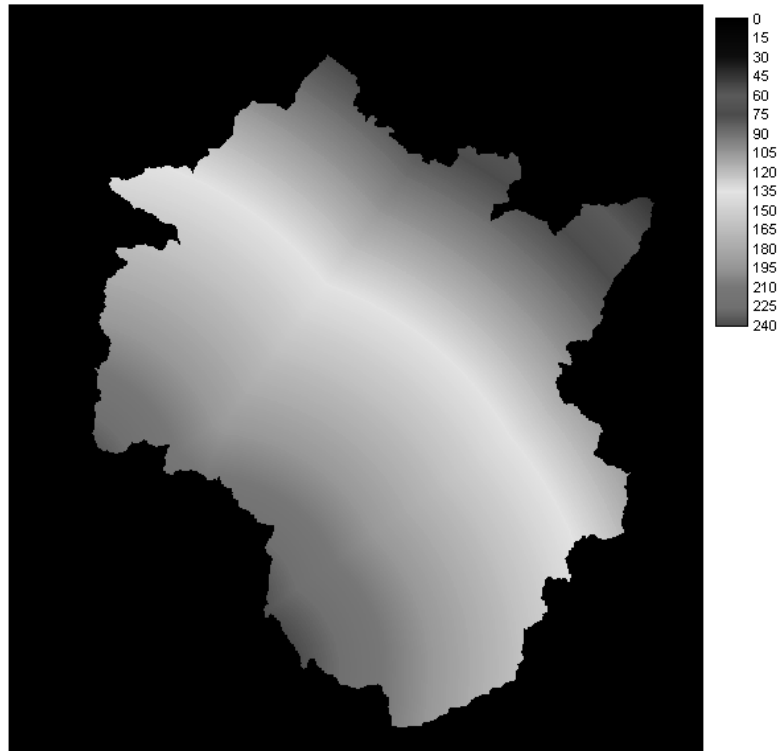


Figura 30

#### Protezione ambientale

E' stata considerata la distanza da aree protette o meritevoli di protezione. Anche in questo caso la mappa era di tipo sfocato, ma con una funzione inversa, in quanto il pixel aveva attitudine all'espansione delle attività economiche crescente all'aumentare della distanza dalle aree protette.

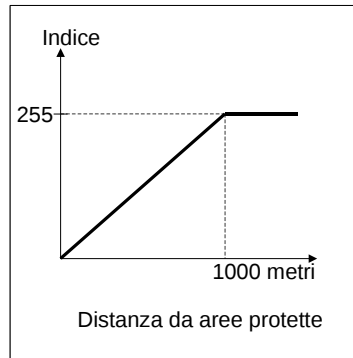


Figura 31

La figura 32 riporta la posizione delle aree protette e la corrispondente mappa delle distanze.

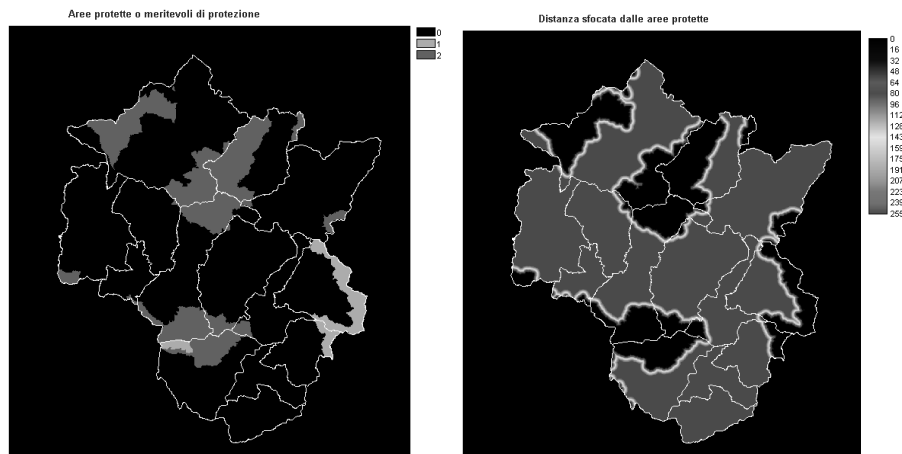


Figura 32

Una volta rappresentati i criteri ed i vincoli del problema di analisi multicriteriale è necessario combinarli per individuare una o più possibili soluzioni. Le regole decisionali sono procedure finalizzate a combinare i diversi criteri per giungere ad un unico indice di valutazione.

Analogamente ai problemi MCDM analizzati nei precedenti paragrafi, i metodi di soluzione applicabili ai problemi di analisi multicriteriale geografica



possono essere totalmente compensatori, parzialmente compensatori o totalmente non compensatori.

Riassumendo:

- Metodi di soluzione compensatori. Il basso valore di un criterio può essere compensato dall'elevato valore in uno o più altri criteri.
- Metodi non compensatori. Il giudizio si basa sul criterio maggiormente limitante.
- Metodi parzialmente compensatori. Situazione intermedia: il basso valore di un criterio (limitante) può essere solo parzialmente compensato dall'alto valore negli altri criteri.

#### Metodi compensatori

Il metodo compensatorio più semplice è dato dalla combinazione lineare pesata (*Weighted Linear combination*). Secondo questo metodo, il valore complessivo di ciascun pixel è dato dalla media dei punteggi dei diversi criteri, moltiplicata per il valore dei diversi vincoli. Per comprendere agevolmente il meccanismo decisionale del metodo della combinazione lineare pesata analizziamo una situazione, molto semplificata, riportata in figura 33, caratterizzata da un territorio suddiviso solamente in 8 pixels.

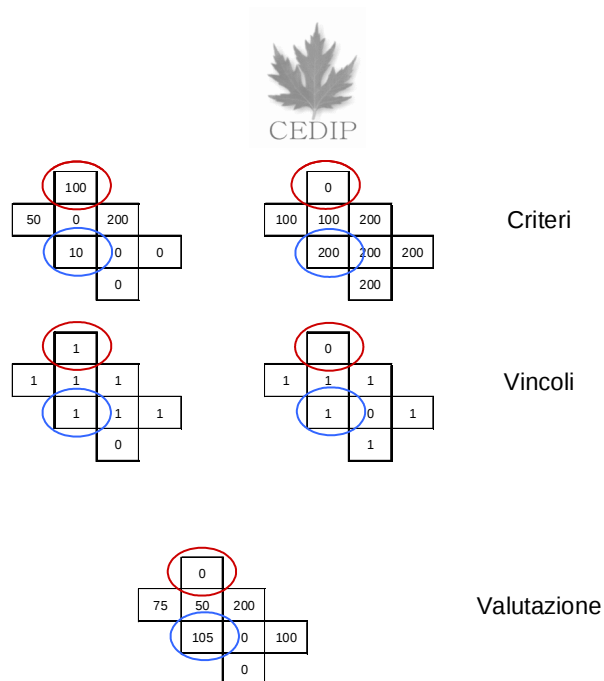


Figura 33

Esaminando la localizzazione territoriale (*pixel*) evidenziato in rosso, il valore complessivo della valutazione è:

$$\text{Valutazione} = (100 + 0) / 2 \times 1 \times 0 = 0$$

Mentre nel caso di *pixel* in blue:

$$\text{Valutazione} = (10 + 200) / 2 \times 1 \times 1 = 105$$

Formalmente, la procedura di valutazione della combinazione lineare pesata è riportata come segue

$$\sum_i x_i \cdot P(c_j)$$

con  $x_i$  valore assunto da ciascun *pixel* per il criterio  $x$  e  $c_j$  valore (0 o 1) del vincolo  $j$  per il relativo *pixel*.





### Caso di studio

Relativamente al nostro caso di studio, la valutazione secondo il metodo della combinazione lineare pesata è riportata a fianco. In verde sono riportate le aree maggiormente vocate per la espansione delle attività produttive. Passando al giallo, rosso e violetto il territorio è progressivamente meno adatto a questa attività.

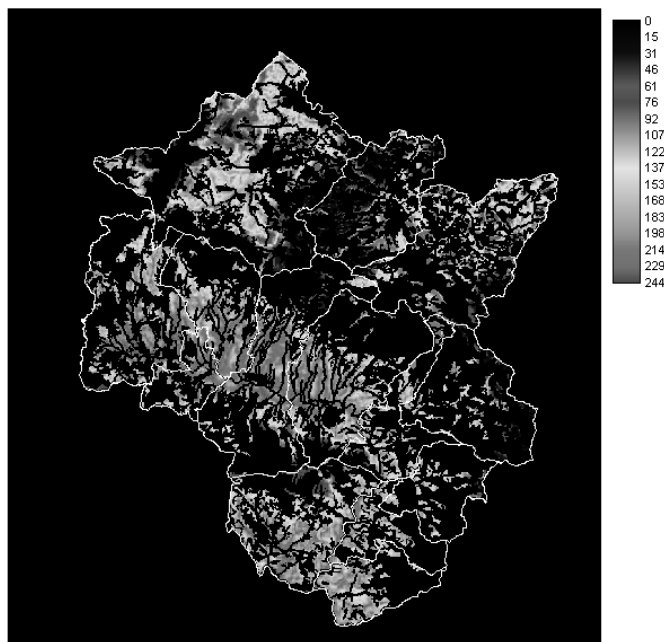


Figura 34

Il metodo di soluzione compensatorio, pur essendo senz'altro il più intuitivo, ha alcune controindicazioni. Esaminando il punto evidenziato in figura 35, si può notare come il giudizio complessivo indichi una zona con buona vocazione allo sviluppo di attività produttive (punteggio 191/255). Esaminando però in dettaglio i singoli criteri si può notare come la distanza dai



luoghi di commercializzazione sia veramente limitante (punteggio 51/255). L'alto valore degli altri criteri però porta a sottovalutare questo limite. In conclusione, la combinazione pesata è spesso troppo "permissiva".

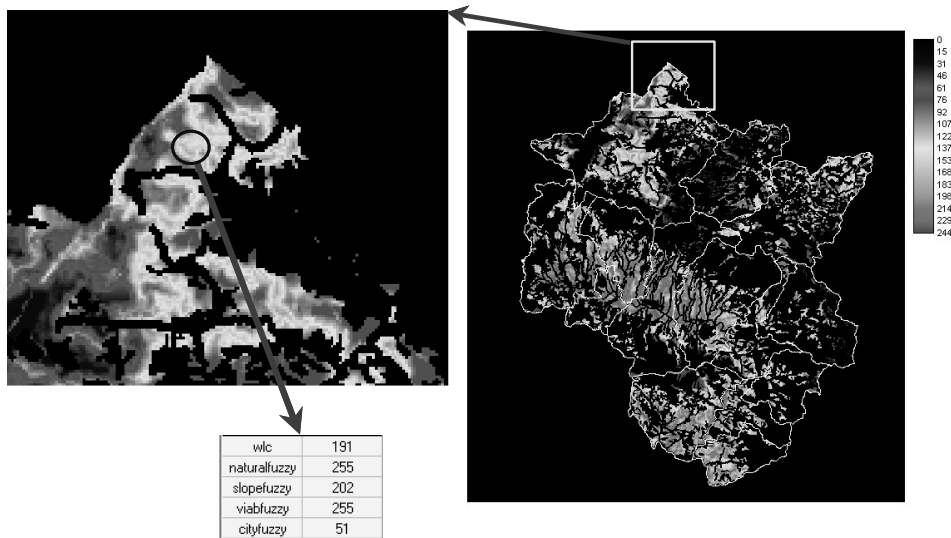


Figura 35

### *I metodi di soluzione*

#### Metodi non compensatori

Il metodo non compensatorio più semplice è l'operatore minimo. Secondo tale metodo, il valore complessivo di un singolo pixel è dato dal minimo valore raggiunto dai diversi criteri, moltiplicato per il valore dei diversi vincoli.

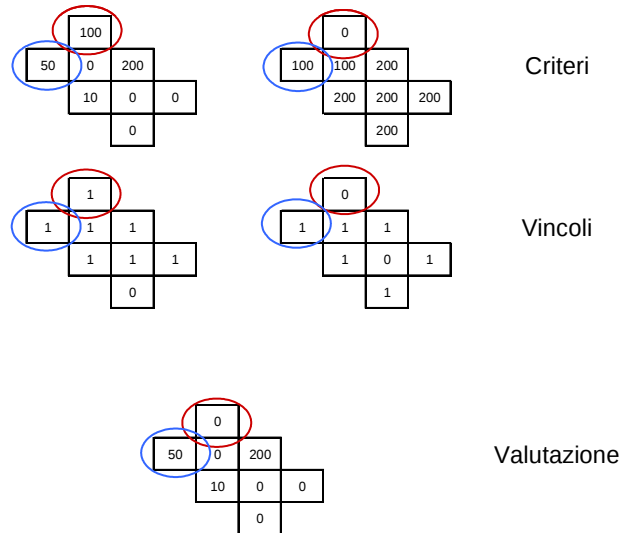


Figura 36

Caso 1 - pixel evidenziato in rosso:

$$\text{Valutazione} = \min(100,0) \times 1 \times 0 = 0$$

Caso 2 – pixel evidenziato in blue:

$$\text{Valutazione} = \min(50,100) / 2 \times 1 \times 1 = 50.$$

Formalmente il criterio decisionale dell'operatore minimo è il seguente:

$$\min_i \{ x_i \cdot P(c_j) \}$$

Come si può notare dall'analisi della figura 35, relativa al caso di studio in esame, il metodo non compensatorio è molto più limitativo, in quanto considera nel punteggio solamente il fattore maggiormente limitante.



Metodi parzialmente compensatori

L'Ordered Weighted Average (OWA) è uno dei metodi non compensatori maggiormente utilizzati in ambito GIS. L'OWA combina il metodo della combinazione lineare con il metodo del minimo. In sostanza si tratta di effettuare una combinazione lineare (media) degli n fattori maggiormente limitanti, con n inferiore o uguale al numero dei criteri. Il numero dei fattori maggiormente limitanti è deciso dal tecnico, in relazione al grado di compensatorietà da adottare per il problema decisionale. Se n è piccolo il problema è analizzato con un metodo orientato verso la non compensatorietà. Al limite, per n = 1 si ha il metodo del valore minimo. Se n è grande si valuta con un metodo orientato verso la compensatorietà. Al limite per n = (numero totale dei criteri) si ha il metodo della combinazione lineare.

Esaminiamo il semplice esempio di figura 37 per n=2.

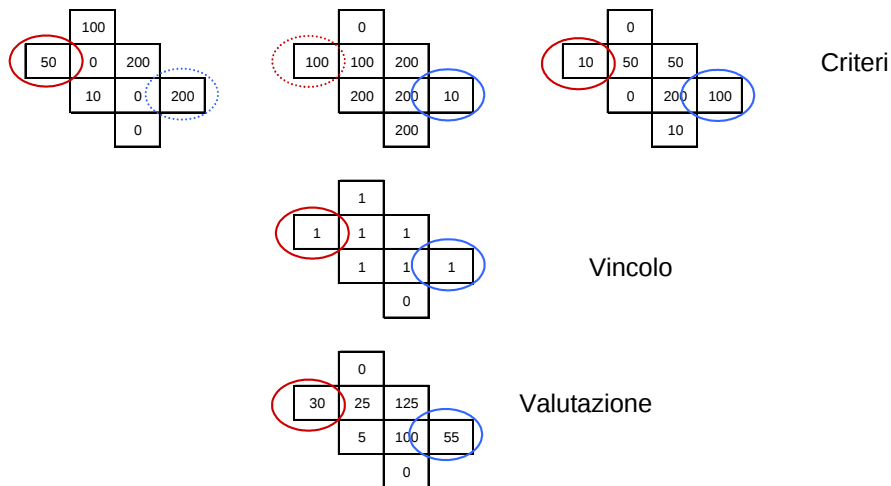


Figura 37

Caso 1 - pixel evidenziato in rosso: i due criteri limitanti sono il 1° ed il 3°:

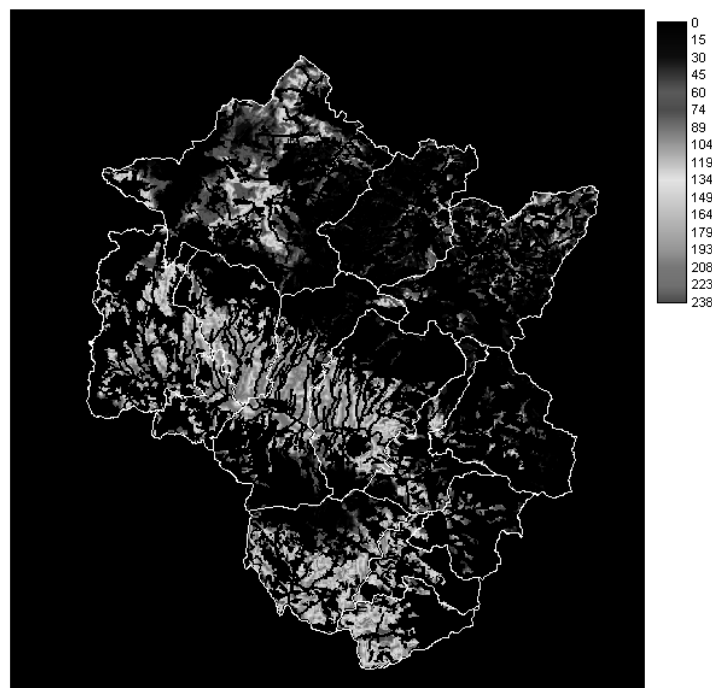
$$\text{Valutazione} = (50+10)/2 \times 1 = 30$$

Caso 2 – pixel evidenziato in blue: i due criteri limitanti sono il 2° ed il 3°:



$$\text{Valutazione} = (10 + 100) / 2 \times 1 = 55$$

Come si può notare dall'analisi della figura 38, il metodo OWA porta ad avere risultati intermedi rispetto ai precedenti approcci.



*Figura 38*

#### **Caso di studio: l'impiego pratico dei risultati dell'analisi multicriteriale geografica**

Il modello costruito, risolto sulla base delle procedure indicate riporta la attitudine del territorio a ospitare una espansione delle attività produttive. Le mappe ottenute rappresentano pertanto degli strumenti piuttosto versatili. Sulla base delle soluzioni



calcolate è infatti possibile effettuare diverse analisi pratiche relative a problemi di pianificazione territoriale.

P.e. sulla base della soluzione non compensatoria, che appare teoricamente più corretta, è possibile selezionare i 1000 ettari a maggiore attitudine all'espansione delle attività economiche (figura 39).

Localizzazione dei migliori 1.000 ettari

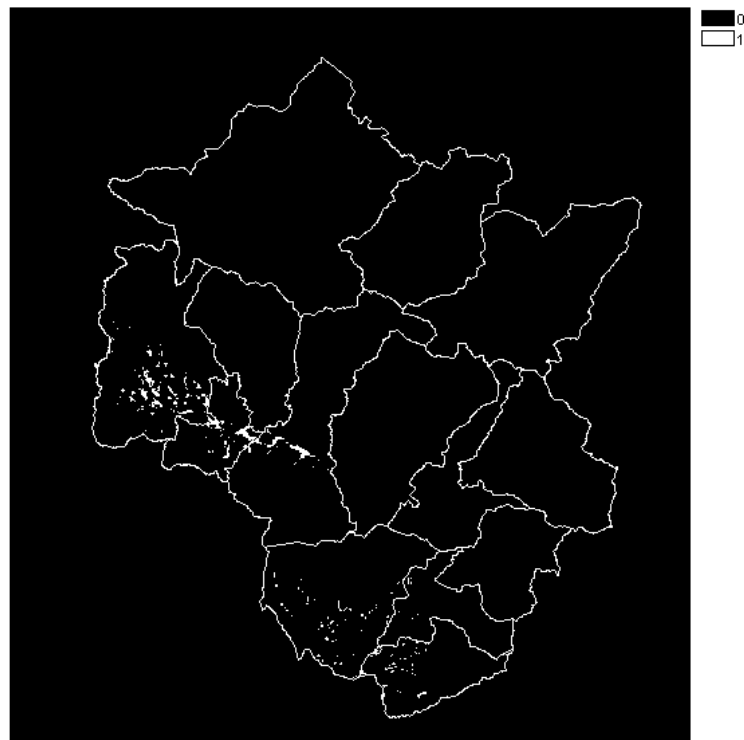


Figura 39

### Conclusioni



L'analisi multicriteriale rappresenta solo uno degli strumenti a disposizione del pianificatore per l'effettuazione del processo di piano. La sua utilità e nell'organizzazione delle informazioni, soprattutto dal punto di vista del rapporto fra società e ambiente, come hanno evidenziato numerose applicazioni dell'AMC in ambito di VIA.

La sua utilità si esplica soprattutto in questo ambito, e quindi nei casi in cui si possano individuare indirizzi gestionali alternativi e quando si preveda la possibilità di un contrasto sociale fra le parti nella gestione della risorsa forestale.

Infine, è importante notare che l'AMC rappresenta un metodo che necessita di informazioni da molti altri settori disciplinari: ecologia forestale, studio incendi, pedologia, ecc.. Questo è contemporaneamente un vantaggio e un limite, in quanto l'affidabilità della procedura dipende dalle capacità predittive di tali discipline, e su questo si deve lavorare ancora molto.

#### *Bibliografia*

- BERNETTI I., FAGARAZZI C. (2002) L'impiego dei modelli multicriteriali geografici nella pianificazione territoriale. *Aestimum*, 41 - Dicembre 2002 pp. 1-26.
- BERNETTI, I MAETZKE, F TORRINI, L (1993) L'analisi multicriteriale nella pianificazione forestale: applicazione ad un caso di studio concreto. in *Atti del 2° seminario UNIF di Pianificazione forestale*. (in corso di stampa)
- BERNETTI, I. (1990). Le metodologie multiobiettivo nella gestione dei boschi a prevalente produzione legnosa. *Studi di economia e di diritto*, n. 3.
- BERNETTI, I. (1991). *L'Analisi Multicriteriale nella pianificazione delle Risorse Forestali: una applicazione alla gestione di una azienda forestale pubblica*. Tesi di dottorato, Firenze.



- BERNETTI, I. (1991<sup>b</sup>). I metodi multidecisionali nella pianificazione forestale: un caso di studio. in *Atti del seminario "Il bosco e i suoi valori: esperienze e prospettive per la pianificazione forestale*. UNIF, Trento.
- BERNETTI, I. (1993) L'impiego dell'Analisi Multicriteriale nella gestione delle risorse Forestali, *Rivista di Economia Agraria* (in corso di stampa).
- BERNETTI, I. (1993<sup>b</sup>). L'Analisi Multicriteriale in Condizioni Di rischio ed incertezza (in corso di stampa su *Aestimum*).
- BETTINI V., CANTER L.W. ORTOLANO L. (2000) *Ecologia dell'impatto ambientale*. UTET, Bologna.
- BOATTO V., FEDRIZZI M., FURLANI P., POVELLATO A. (1991). La logica sfocata nelle decisioni di gruppo: un'applicazione ai problemi di politica ambientale. *Genio Rurale* anno LIV (6).
- BOYLE, T.J.B. M. LAWES, N. MANOKARAN, R. PRABHU, J. GHAZOUL, S. SASTRAPADJA, H.C. THANG, V. DALE, H. HEELEY, B. FINEGAN, J. SOBERON, N.E. STORK 1998 "Criteria and indicators for assessing the sustainability of forest management: a practical approach to assesment of biodiversity". Paper for the Fifth International Project Advisory Panel (IPAP) Meeting for CIFOR's testing of Criteria and Indicators for the Sustainable Management of Forest. Rome, 25-27 March 1998. FAO Italy.
- BRESSO M. RUSSO R. ZEPPESELLA A. (1985). *Analisi dei progetti e valutazione di impatto ambientale. Aspetti economici e territoriali*. Studi Urbani e Regionali, Franco Angeli, Milano.
- BUHYOFF G.J. WELLMAN J.D. DANIEL T.C. (1982). Predicting scenic quality for mountain pine beetle and western spruce budworm damaged forest vistas. *Forest Science* vol. 28.





- BUONGIORNO J. GILLES J.K. (1987). *Forest management and economics*.  
McMillian, New York.
- CANTER L.W. HILL L. (1976). *Handbook of Variables for Environmental  
Impact Assessment*, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan.
- CARLSSON C., EHERENBERG D., EKLUND P., FEDRIZZI M.,  
GUSTAFSSON P., LINDHOLM P. MERKURYEVA G. RIISSANEN T.  
VENTRE A. (1991) *Consensus in distributed soft environment*. IFORS -  
SPC1, Bruges.
- CHEN S.J., HWANG C. (1992) *Fuzzy Multiple attribute dision making*.  
Springer-Verlag, Berlino.
- COLLINS, D., (1978). A view from the other side: citizen partecipate in  
planning urban housing. *Urban Forum*, 3: 14-23.
- COX E. (1994) *The fuzzy system handbook*. AP Professional, Boston.
- DANIEL T.C. BOSTER R.S. (1976) *Measuring landscape esthetics: Tthe  
scenic beauty estimation method*, USDA For. Serv. Res . Pap. 167.
- DANIEL T.C. BROWN T.C. (1986), Predicting scenic beauty of timber stand,  
*Forest Science*, vol. 32.
- DAVIES L.S., LIU, G. (1991). Integrated forest planning across multiple  
ownerships and decision makers. *Forest Science* vol.37 n. 1.
- DYKSTRA, D.P. (1976). *Mathematical programming for natural resource  
analysis*, McGraw-Hill.
- EASTMAN J. R., EMANI S., HULINA S., JIANG H., JOHNSON A.,  
RAMACHANDRAN M., (a cura di) *Applications of geographic  
information systems (gis) technology in environmental risk assessment and  
management*, Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic  
Analysis (Clark Labs), Clark University. Worcester, Massachusetts, USA.



- EASTMAN J.R. (1993) Decision theory and GIS. Proceedings Africa GIS '93, UNITAR, Ginevra.
- EASTMAN J.R. (1997) IDRISI for Windows: Tutorial Exercises. School of Geography – Clark University.
- ECKENRODE R.T. (1965) Weighting Multiple Criteria, *Management Science*, vol. 12.
- Emani S., Eastman R.J., Jang H., Johnson A. (1997). Environmental Conflict Resolution.
- FEDRIZZI M. (1986). Decisioni di gruppo e consenso: un modello in ambiente sfocato. *Rivista di matematica per le scienze economiche e sociali*. A. 9 F. 1.
- FEDRIZZI M. (1988) Gli insiemi sfocati nei modelli di supporto alle decisioni. Provincia Autonoma di Trento, Trento.
- FEDRIZZI M., KACPRZYK J., ROUBENS M. (eds.) (1991) *Interactive fuzzy optimization*. Springer-Verlag, Berlino.
- FEDRIZZI, M. KACPRZYK J. ZADROZNY S. (1987) *An interactive user friendly decision support system for consensus reaching based on fuzzy logic with linguistic quantifiers* in: Gupta M. e Yamakawa T. (a cura di) *Fuzzy computing*. North-Holland, Amsterdam.
- FEDRIZZI, M., KACPRZYK J., ROUBENS, M. (1991). *Interactive fuzzy optimization*, Springer-Verlag, Berlino.
- FIELD R.C., DRESS P.E. e FORTSON J.C. (1980). Complementary Linear and Goal Programming Procedures for Timber Harvest Scheduling. *Forest Science*, 26.
- FSC 1995 “Principles and criteria for natural forest management”. Forest Stewardship Council, Oaxaca, Messico



- GALLERANI V., ZANNI G., VIAGGI D. (2004), *Valutazione di impatto ambientale* in Manuale di Estimo, Mc Graw-Hill, Milano, 260-265.
- GARETH E.J., DAVIES B., HUSSAIN S. (2000) *Ecological economics : an introduction*. Blackwell Science, Oxford
- GISOTTI G. BRUSCHI S. (1992). *Valutare l'ambiente*. La Nuova Italia Scientifica, Torino.
- HWANG C., YOON K. (1981) *Multiple attribute decision making*. Springer-Verlag, Berlino
- JIANG H., EASTMAN J.R. (2000). Application of fuzzy measures in multiple criteria evaluation in GIS. *International journal of geographical information sciences*. 14(2) pp. 173-184
- LAARHOVEN VAN P.J.M. PEDRYCZ W. (1983). A fuzzy extension of Saaty's priority theory. *FSS* 11.
- LAI Y., HWANG C. (1992) *Fuzzy Mathematical programming* Springer-Verlag, Berlino.
- LAI Y., HWANG C. (1994) *Fuzzy Multiple objective decision making* Springer-Verlag, Berlino.
- LANG R., ARMOUR A., (1980). *Environmental Planning Resource Book*. Lands Directorate, Environment Canada, Ottawa.
- LAZARSFELD P.F. (1969). Evidence and Influence in Social Research, in: R. Boudon, P.F. Lazarsfeld, *L'analisi empirica nelle scienze sociali*, vol. 1, *Dai concetti agli indici empirici*, Il Mulino, Bologna.
- MALCEVSCHI S. (1984). Indici ambientali e studi di impatto, in: P. Schmidt D. Friedberg, S. Malcevschi, A. Moroni (a cura di) *Il bilancio di impatto ambientale*, Ed. Zara, Parma.



- MALCEVSCHI, S. (1984). Indici ambientali e studi di impatto, in: P. Schmidt D. Friedberg, S. Malcevschi, A. Moroni (a cura di) *Il bilancio di impatto ambientale*, Ed. Zara, Parma.
- MUNDA G. (1995). Multicriteria evaluation in a fuzzy environment. Theory and application in ecological economics. Springer-Verlag, Heidelberg.
- MUNDA G. (1997). Environmental economics and the concept of sustainable development. *Environmental values* 6, pp 213-233.
- NIJKAMP P.(1980). *Theory and Application of Environmental Economics*. North-Holland, Amsterdam.
- SAATY T.L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority, Setting, and Resource Allocation*. Mac-Graw Hill, New York.
- SATTY T.L. KEARNAS K.P. (1985). *Analytic Planning*. Pergamon Press, Oxford UK.
- SCHMOLDT D.L., KANGAS J., MENDOZA G.A. PESONEN M. (editors) (2001) *The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making*. Kluwer Academic Publisher, Netherland.
- SCHMOLDT D.L., PETERSON D.L., SMITH R.L. (2001) The analytic hierarchy process and participatory decision making. *Proceeding of Decision Support – 2001* Delta Chelsea Inn, Toronto, Ontario.
- TECLE A. CONVINGTON W.W. WOOD D.B. FOX B.E. (1989). *Conflict resolution in multiresource forest management of Ponderosa Pine*; in: *Multiresource Mngement of Pondetosa Pine Forests*. USDA For. Serv. Gen Tech Rep. RM 15, Flagstaff, Arizona.
- TONG R.M. BONISSONE P.P. (1984). Linguistic solutions to fuzzy decision problems. in Zimmermann, *et al.* (eds.) *Fuzzy Sets and Decision Making*. Oxford, Amsterdam.



- UPTON C. E S. BASS 1995 “*The forest certification handbook*”, Earthscan Publications Ltd, London, UK
- VON ALTROCK C. (1997) *Fuzzy logic and neurofuzzy application in business and finance*. Prentice Hall, New Jersey.
- YAGER R. (1978). *Competitiveness and Compensation in Decision Making: A Fuzzy Set Based Interpretation*, Iona College Tech. Rep. RRY 78-14, New Rochelle.
- ZADEH (1963). Optimality and non-scalar-valued performance criteria. *IEEE Transaction of Automatic Control* AC.-8.
- ZADEH L.A. (1965). Fuzzy sets, *Information Control* 8.
- ZAHEDI F. (1986). The Analytic Hierarchy Process-a survey of the method and its applications. *Interfaces*, 16.
- ZELENY M. (1982) *Multiple Criteria Decision Making*. McGraw-Hill, New York.
- ZIMMERMANN, H.J. (1987). *Fuzzy sets, Decision Making and Expert System*. Kluwer Accademic Publisher, Boston.



### **3 METODOLOGIE DI ANALISI DELLE POTENZIALITÀ ECOTURISTICHE: UN CASO DI STUDIO**

**Claudio Fagarazzi<sup>46</sup>**

*Dipartimento di Economia Agraria  
e delle Risorse Territoriali  
Università degli Studi di Firenze*

---

#### **3.1 Introduzione**

---

<sup>46</sup> Dottore di ricerca in Economia delle risorse alimentari e dell'ambiente, Tecnico Laureato



Il turismo rappresenta la più grande industria del pianeta, con quasi 6 miliardi di spostamenti, 127 milioni di occupati e il 6% del prodotto interno lordo del mondo (AA.VV., 2001).

Dall'inizio degli anni '70 la domanda turistica ha registrato un processo di crescita formidabile, con una diffusione territoriale che raggiunge ormai ogni angolo del globo.

Il bacino del Mediterraneo rappresenta in questo contesto uno dei principali poli di attrazione turistica del pianeta. Sono nate così un'industria e un'economia turistica che tendono ad accumulare i Paesi mediterranei in una dimensione economica nuova. Il mercato turistico di quest'area è passato infatti dai 154,5 del 1991 ai circa 170 milioni di presenze del 1998, mentre le entrate in valuta sono cresciute da 75 a 110,5 miliardi di dollari (Spataro, Marillotti, 1998).

Si tratta però di un mercato che non presenta una distribuzione omogenea nell'intero bacino, ma che vede una ineguale distribuzione dei flussi turistici sia fra Nord e Sud, sia tra entroterra e coste. Questa asimmetria produce dei preoccupanti squilibri in termini di rapporti tra risorse ambientali e livello di pressione turistica a cui sono sottoposte. Ci troviamo infatti in presenza di un settore che, in misura maggiore rispetto ad altri, utilizza le risorse ambientali come principale materia prima per la propria funzione di produzione.

In considerazione di questi aspetti, si è progressivamente affermata l'esigenza di sviluppare strumenti di gestione e programmazione territoriale in grado di favorire la nascita di un *turismo responsabile*, cioè finalizzato non solo all'esperienza ricreativa ma anche alla conservazione dell'ambiente ed al benessere delle popolazioni locali (T.I.E.S. 2000). Lo sviluppo di questo tipo di mercato deve essere necessariamente accompagnato da un miglioramento della asimmetria della domanda ricreativa; attraverso azioni quali la promozione turistica delle aree rurali dell'entroterra. Si tratta di iniziative che possono sicuramente rappresentare un utile strumento in grado di produrre due effetti



sinergici: da un lato l'alleggerimento della pressione antropica sulle aree litoranee, e dall'altro, la crescita di processi di sviluppo locali e "duraturi", in grado di generare valore sociale e ambientale/territoriale, in aree rurali svantaggiate.

Scopo del presente lavoro è quindi quello di affrontare l'analisi delle potenzialità di sviluppo sostenibile del settore turistico naturalistico nelle aree montane del sud Italia, puntando sulla valorizzazione delle risorse agroforestali e socio-culturali locali e promuovendo percorsi che permettano di mantenere ed acquisire una vera e propria "competitività territoriale", in modo da affrontare la concorrenza sul mercato turistico tramite la promozione della qualità ambientale come elemento distintivo del territorio.





### **3.2 *L'approccio teorico***

Considerato che l'obiettivo principale di questo studio è quello di definire metodologie che forniscano utili indicazioni per innescare processi di sviluppo locali capaci di generare valore sociale in aree rurali, è quindi necessario far riferimento alle nuove teorie economiche dello sviluppo fondate sia su approcci di economia geografia, sia sui concetti di sviluppo locale e di valorizzazione territoriale (Conti, 1996). I principi ispiratori di tale approccio possono essere ricondotti a due concetti fondamentali: lo "sviluppo dal basso" e lo "sviluppo autocentrato". Il primo concetto (sviluppo dal basso), si rifà al concetto di "integrazione territoriale" di Friedman e Weaver (1979), secondo cui la promozione del processo di sviluppo deve trarre origine dalla "Comunità" intesa come insieme di soggetti economici, politici e culturali. Ognuna di queste unità esprimerebbe secondo gli autori, una propria domanda di autonomia nell'intraprendere processi di sviluppo endogeni. Il secondo concetto (sviluppo autocentrato), si basa invece su una chiusura selettiva delle relazioni con l'esterno tramite una valorizzazione delle risorse interne attraverso una specializzazione del processo produttivo volta a realizzare prodotti con una specifica identità territoriale.

Pur non essendo completamente definito il quadro teorico legato a tali approcci, è possibile, secondo Giunti (1996), individuare un insieme di principi ispiratori che si rifanno al concetto di "potenziale endogeno". Quest'ultimo è infatti rappresentato dalla dotazione di risorse di tipo ecologico, storico e culturale localizzate territorialmente all'interno di ogni comunità e che trovano la massima possibilità di valorizzazione grazie a processi di sviluppo integrati. Infatti, ogni territorio è dotato di un certo potenziale endogeno che può essere utilizzato come leva per promuovere il processo di sviluppo. Il concetto di "potenziale endogeno" è molto vasto, e può comprendere:

- le risorse naturali, storiche e artistiche (flora, fauna, beni storici ed architettonici);
- le risorse culturali immateriali (tradizioni, cultura locale);



- le attività economiche e le imprese (con la loro concentrazione geografica di distretto e filiera);
- le risorse umane, cioè la popolazione che risiede sul territorio e le istituzioni, con gli impegni che gli amministratori locali sono portati ad assumersi.

I cosiddetti processi di “sviluppo autocentrato” si basano infatti sulla valorizzazione delle potenzialità endogene attraverso percorsi che permettano di mantenere o di acquisire una vera e propria “competitività territoriale” in modo da affrontare la concorrenza sul mercato tramite la promozione della qualità ambientale come elemento distintivo del territorio. In questo ambito è necessario ricordare che i processi di sviluppo del territorio rurale si basano su risorse naturali molto delicate dal punto di vista ecologico. E’ quindi necessario che lo sviluppo non sia solo “autocentrato”, ma anche “sostenibile con l’ambiente”.

Per poter realizzare operativamente quella competitività territoriale i processi di sviluppo dovranno essere basati su alcune variabili chiave così sintetizzabili:

- valorizzare le attività produttive di piccola dimensione;
- privilegiare settori con domanda elastica rispetto al reddito, attraverso la realizzazione di prodotti con elevata qualità, tipicità e con innovazioni realizzabili su piccola scala;
- favorire settori con elevata intensità di lavoro.

Ora, poiché entrambi i concetti di “sviluppo autocentrato” e dal “basso” si basano sulla valorizzazione del “potenziale endogeno” del territorio, cioè sulla promozione delle risorse di tipo ecologico, storico e culturale che sono presenti nell’area, il presente lavoro ha focalizzato l’attenzione sui molteplici elementi che caratterizzano una offerta turistica articolata, prendendo in considerazione sia aspetti territoriali, sia aspetti culturali e tradizionali.



### **3.3 Le potenzialità offerte dai Sistemi Locali di Offerta Turistica**

In relazione alla forte caratterizzazione territoriale che contraddistingue i suddetti approcci teorici, è stato necessario individuare delle unità territoriali ben definite e delineate che potessero garantire la costituzione di un Sistema Locale di Offerta Turistica (S.L.O.T.), cioè di un insieme di attività e fattori di attrattiva che, situati in uno spazio definito (un sito, una località, un'area), siano in grado di proporre al visitatore un'offerta articolata ed integrata, realizzando un sistema di ospitalità turistica specifica e distintiva che valorizza le risorse e la cultura locali (AA.VV. 1999).

I caratteri portanti dello S.L.O.T. sono riassunti nelle quattro parole che compongono la locuzione, cioè: *Sistema*, che esprime la necessità di coordinamento e di coinvolgimento di tutti gli attori presenti sul territorio (coerentemente con quelli che sono gli approcci teorici summenzionati); *Locale*, che definisce il carattere specifico del sistema di ospitalità, il quale risiede in uno spazio definito e da questo assume i caratteri di peculiarità che derivano dalla valorizzazione della cultura e dei fattori di attrattiva che lo caratterizzano; *Offerta Turistica*, che esprime il fine del sistema, ossia quello di offrire una gamma di prodotti turistici composti da beni, servizi e da fattori di attrattiva di natura sociale, culturale economica e naturale in grado di soddisfare la domanda globale di visite e soggiorno (AA.VV. 1999).

I vantaggi derivati dalla realizzazione di uno S.L.O.T., sono legati a molteplici aspetti, quali:

- il fatto che le risorse sono scelte e gestite dai locali con la possibilità di condizionare e controllare il comportamento ed il tipo di consumatori (turisti);
- l'aggregazione di fornitori di servizi turistici permette un controllo del prodotto turistico nel suo complesso sia per quanto attiene agli standard qualitativi, sia per quanto riguarda la distribuzione dei benefici in termini di occupazione e di distribuzione dei redditi (più



ecqua distribuzione dei redditi e dei costi legati al mantenimento della risorsa);

- permette una maggiore collaborazione fra aziende fornitrici di servizi turistici con conseguente riduzione dei costi di gestione grazie ad esempio allo studio di strategie di comunicazione più efficaci;
- La possibilità di affiancamenti delle imprese giovanili ad imprese già avviate aumenta le probabilità di successo delle nuove imprese che in tal modo hanno la possibilità di crescere meglio e più rapidamente;
- la sostenibilità ambientale, sociale e culturale è uno dei principi ispiratori di questi sistemi che mirano a preservare le identità sociali e culturali locali (in linea con gli approcci teorici di partenza) coinvolgendo la comunità nei processi decisionali e gestionali;
- la possibilità di formare le professionalità richieste dal settore con le risorse umane endogene garantendo la nascita e lo sviluppo di nuove opportunità occupazionali.

Non esistendo ancora delle unità territoriali così definite, è apparso appropriato far coincidere gli S.L.O.T. con le Comunità Montane presenti nell'area di studio. Questo poiché sulla base delle leggi vigenti (1102/71 e 97/94) le Comunità Montane sono i soggetti ai quali è demandato "lo sviluppo globale della montagna mediante valorizzazione della qualità ambientale e delle potenzialità endogene".

### **3.4 Le potenzialità ecoturistiche**

La valutazione delle potenzialità ecoturistiche delle Comunità Montane è stata eseguita secondo le seguenti fasi:

- Costituzione del Sistema Informativo Territoriale
- Individuazione di un set di indicatori
- Analisi Multicriteriale degli indici e valutazione delle potenzialità



Relativamente all'ultimo *step*, l'applicazione è stata eseguita attraverso due procedure di analisi multicriteriale distinte e relative a profili antitetici di fruitori delle risorse ambientali e territoriali: da un lato gli ecospecialisti e dall'altro gli ecogeneralisti (Boyd e Butler, 1996).

Si tratta, in entrambi i casi, di ipotetici consumatori che si recano in località di rilevante interesse naturalistico ed ambientale, per realizzare una esperienza ricreativa compatibile con la conservazione dell'ambiente e con il mantenimento e/o l'incremento di benessere delle popolazioni autoctone (T.I.E.S. 2000).

La stessa denominazione dei due tipi di ecoturista, rende però evidente una estrema diversificazione delle esigenze. Nel caso degli ecospecialisti, infatti, la profonda conoscenza dei territori in cui realizzano l'attività ricreativa, unita alla grande determinazione nel partecipare a questo tipo di attività, gli consentono anche il raggiungimento di aree molto remote. Al contrario, gli ecogeneralisti hanno una conoscenza molto limitata dell'area in cui si recano, ed un limitato interesse alla fruizione di aree poco antropizzate. Ciò spinge quest'ultimi all'impiego di guide locali ed alla fruizione di aree ben accessibili anche con automezzi.

Le due tipologie di ecoturista si differenziano anche per ciò che riguarda le esigenze logistiche. Mentre gli ecospecialisti preferiscono alloggi rustici (tende, bungalows, ecc.), i generalisti prediligono livelli medio-alti di comfort quali hotel e cottage.

Nel caso dei generalisti, l'attività di fruizione degli ambienti naturali è legata ad un escursionismo giornaliero, che gli consente di poter godere di attività complementari a quelle prettamente naturalistiche, come gli eventi folkloristici, le visite a siti di rilevante interesse storico-culturale e l'acquisto di prodotti tipici.

I due fruitori, determinano anche un diverso impatto ambientale in relazione alle diverse modalità di svolgimento dell'attività ricreativa. Gli ecospecialisti, pur avendo un maggiore riguardo per l'ambiente, possono causare danni in aree più remote che risultano maggiormente sensibili alla



presenza umana (es: impatto sulla fauna selvatica). Gli ecogeneralisti, invece, concentrandosi soprattutto in territori ben accessibili e serviti da strade forestali e sentieri, determinano un elevato impatto ambientale solo nelle aree prossime alla viabilità ed ai centri abitati.

### **3.4.1 Le basi dati del SIT**

L'analisi dell'offerta ecoturistica delle Comunità Montane meridionali coinvolge una pluralità di aspetti a livello territoriale. E' stato quindi necessario organizzare, in un sistema informativo territoriale, appositamente costruito, i seguenti strati informativi (*layer*):

- dati socioeconomici;
- dati relativi all'uso del suolo ed alle risorse naturali storiche e culturali;
- dati relativi alle infrastrutture viarie;
- elaborazioni cartografiche.

Per quanto riguarda le basi dati relative agli aspetti socioeconomici, l'unità cartografica minima adottata è rappresentata dal comune. Il territorio comunale infatti rappresenta l'entità geografica minima per la quale siano disponibili informazioni, dettagliate e georeferenzabili, sulla struttura del sistema sociale e produttivo. Relativamente a questo aspetto, le basi dati impiegate nel SIT sono state le seguenti:

1. Struttura demografica: 13° Censimento generale della popolazione:
  - a. Popolazione censita per classi di età;
  - b. Popolazione censita per titolo di studio;
  - c. Popolazione censita per settore di attività;
2. Struttura produttiva:
  - a. Censimento intermedio industria e servizi;
  - b. Struttura ricettiva, dati Istituto Tagliacarte;



### 3. Dati socioeconomici:

- a. Redditi e consumi delle famiglie, dati Istituto Tagliacarte;
- b. Struttura sanitaria, dati Ministero della Sanità;
- c. Disoccupazione, dati Istituto Tagliacarte;
- d. Criminalità, dati Istituto Tagliacarte;

I dati relativi alle risorse territoriali hanno preso in considerazione gli aspetti naturalistici, quelli storico-culturali, e le tradizioni locali. In particolare, sono stati realizzati i seguenti strati informativi:

- aree protette, distinte in parchi nazionali, regionali, riserve naturali statali e regionali, Siti di interesse Comunitario;
- carta dell'uso del suolo Corine Land Cover;
- siti di rilevante interesse storico e culturale;
- prodotti tipici.

Il Sistema Informativo Territoriale è stato poi completato con una base dati derivante da una elaborazione cartografica volta ad effettuare una zonizzazione del territorio in esame, il cosiddetto “spettro di opportunità ricreative” (*Recreation Opportunity Spectrum, ROS*), sulla base di una metodologia proposta da Gobster ed altri (1987). Il metodo applicato suddivide il territorio in sei zone, definite sulla base di due criteri: uso del suolo e distanza dai centri abitati e dalla viabilità principale. Le classi che formano lo spettro di opportunità ricreativa sono le seguenti:

- Aree urbane e di frangia
- Aree rurali urbanizzate ed ad industrializzazione diffusa
- Aree rurali naturali
- Aree naturali e seminaturali accessibili
- Aree naturali e seminaturali remote ed isolate
- Aree wilderness

In figura 1 è riportato l'insieme di regole applicate per la definizione delle sei classi.



Le elaborazioni, effettuate su piattaforma GIS (*Geographic Information System*), hanno consentito la realizzazione di una mappa tematica dello spettro di opportunità ricreativa, relativa all'intero territorio delle Regioni Campania, Calabria e Basilicata (Fig. 2).

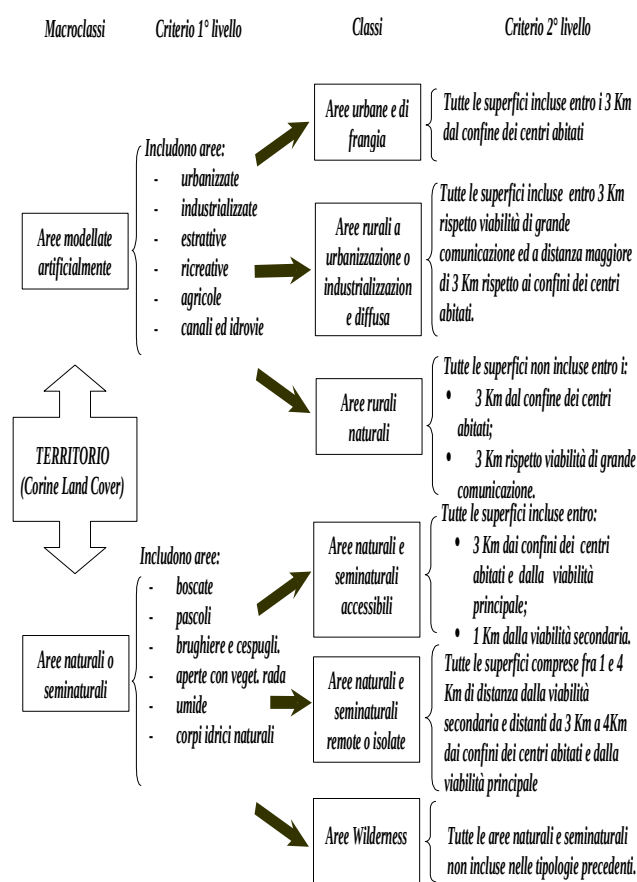
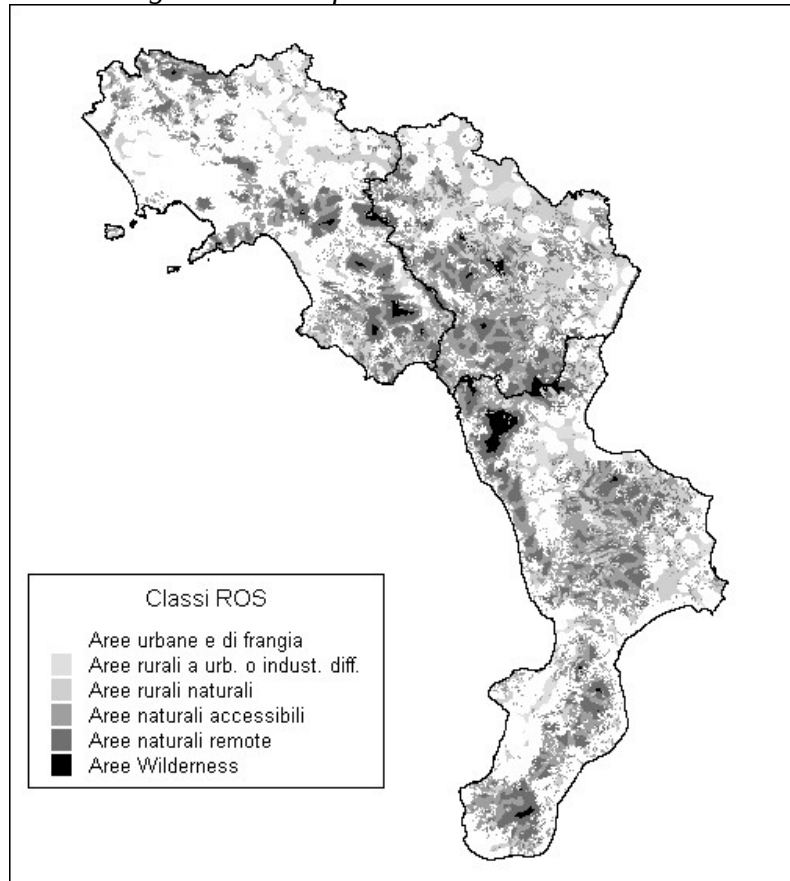


Figura 1: Schematizzazione della metodologia R.O.S. (Rекреation Opportunità Spectrum)





*Figura 2: Classificazione R.O.S. dell'area di studio*



### **3.4.2      *Gli indicatori***

In relazione alla pluralità di elementi presi in considerazione dal presente studio, è apparso opportuno raggruppare le variabili nei seguenti tre macrogruppi:



- **risorse territoriali;**
- **infrastrutture e stato attuale del turismo;**
- **risorse umane.**

Gli indicatori relativi al macrogruppo **risorse territoriali**, sono stati finalizzati a valutare le potenzialità attrattive del territorio.

Essi riguardano la presenza di Parchi e Riserve naturali, le classi di *Ricreation Opportunità Spectrum* e la diffusione sul territorio di prodotti tipici e di siti di interesse culturale (Fagarazzi *et al.* 2001).

Gli indici relativi alla presenza di aree di interesse naturali sono pari a

$$P_i = \frac{Sup.I}{Sup.CM.}$$

dove *Sup. I* rappresenta, a seconda dell'indice che si vuole definire, la superficie dei Parchi Nazionali, la superficie dei Parchi Regionali, la superficie delle Riserve Naturali Regionali, la superficie delle Riserve Naturali Statali, la superficie dei Siti di Interesse Comunitario e le superfici afferenti a ogni classe R.O.S.

*Sup. CM* rappresenta la superficie della Comunità montana considerata

L'indice dei Prodotti tipici risulta pari a:



$$\text{Indice dei Prodotti tipici: } Pt^j = \frac{\sum_{m=1}^n P_m^j C_m^j}{\sum_{m=1}^n C_m^j \cdot K}$$

- con:
- $P_t^j$  indice dei prodotti tipici per la  $j$ -esima Comunità Montana;
  - $C_m^j$  superficie del comune  $m$ -esimo incluso all'interno della Comunità Montana  $j$ -esima e che presenta il prodotto  $i$ -esimo;
  - $P_m^j$  numero di prodotti tipici del comune  $m$ -esimo incluso all'interno della Comunità Montana  $j$ -esima;
  - $K$  numero dei prodotti tipici di tutta la Regione.

L'indice assume valore uguale ad 1 quando tutti i comuni inclusi nella Comunità  $j$ -esima presentano tutti i  $K$  prodotti tipici della regione.

$$\text{Indice Siti culturali: } S^j = \frac{\sum_{i \in X} I_i}{X}$$

- con:
- $S^j$  indice dei siti di interesse storico-culturale della  $j$ -esima;
  - $I_i$   $i$ -esimo sito appartenente alla  $j$ -esima Comunità Montana;
  - $X$  numero totale dei siti presenti nella Regione.

Gli indicatori relativi al macrogruppo **infrastrutture e stato attuale del turismo**, sono invece diretti alla valutazione dello stato attuale del fenomeno turistico ed alla analisi delle attuali potenzialità ricettive delle infrastrutture esistenti (Fagarazzi *et al.* 2001).

Tale macrogruppo è definito da sei indici:



Indice di accessibilità: definisce la facilità di accesso ai centri abitati inclusi nelle Comunità Montane, e corrisponde a:

$$A^j = \max Q^j$$

con:  $A^j$  indice di accessibilità  
 $Q^j$  tipologie di strade presenti nel territorio della Comunità Montana  $j$ -esima. Il valore di  $Q$  è pari a 0 se la viabilità è un'autostrada, una strada provinciali o comunale; 0.5 se è una strada statale secondaria; 0.75 se è una strada statale principale e 1 se è una superstrada.

Indice delle infrastrutture:

$$St = \frac{n.letti}{pop.residente} * 100$$

con:  $St$  indice delle infrastrutture presenti;  
 $n.letti$  numero di posti letti nella CM.

Indice delle presenze:

$$Pr^j = \frac{Presenze C.M.}{\max(presenze_{tot}^j)}$$

con:  $Pr^j$  indice delle presenze;  
 $presenze_{tot}^j$  presenza massima raggiunta nella  $j$ -esima Comunità Montane.

Indice del flusso turistico:



$$Ft^j = \sum (Dc * pres_i)$$

- con:  $Ft$       indice del flusso turistico;  
 $pres_i$     presenze turistiche dell' $i$ -esimo  
                  comune costiero;  
 $Dc$         funzione di decadimento:  
                  se  $d_i^j \leq d_{min} \Rightarrow Dc = 1$   
 $d_i^j$         distanza della Comunità  $j$ -esima dalla località  
                  costiera  $i$ -esima;  
 $d_{min}$      distanza al di sotto della quale  $Dc$  è uguale a 1;  
 $d_{max}$      distanza al di sopra della quale  $Dc$  è uguale a 0.

Per quanto riguarda l'indice di impatto ambientale e l'indice di congestione urbana, si tratta di indicatori che valutano rispettivamente: il carico turistico sul territorio boscato, ed il carico turistico sul territorio urbanizzato. Sono stati calcolati come segue:

Indice di impatto ambientale:

$$Ia_{intermedio}^j = \frac{Presenze\ Turisti}{Sup.Boscata}$$

$$Ia = 1 - (Ia_{intermedio}^j / \max(Ia_{intermedio}^j))$$

con:         $Ia$       indice dell'impatto ambientale;

$Ia_{intermedio}^j$       rapporto fra la le presenze turistiche e la superficie boscata della  $j$ -esima Comunità Montana.

Indice di congestione urbana:



$$Cu_{intermedio}^j = \frac{Presenze\ Turisti}{Sup.Urbana}$$

$$Cu = 1 - (Cu_{intermedio}^j / (\max(Cu_{intermedio}^j)))$$

con:  $Cu$  indice della congestione urbana;

$Cu_{intermedio}^j$  rapporto fra la le presenze turistiche e la superficie urbana della  $i$ -esima Comunità Montana.

Infine, il macrogruppo **risorse umane**, rappresenta un macroindicatore che descrive le condizioni socio-economiche del territorio. Tale indice integra infatti valutazioni relative al tasso di disoccupazione, a quello di istruzione ed al numero di eventi delittuosi avvenuti nell'anno. Questo indicatore è utile per valutare l'esistenza di potenziali endogeni legati alle risorse umane (manodopera , manager, ecc.) all'interno delle Comunità Montane.

Gli indici sono stati definiti come:

Indice di istruzione:

$$T_i^j = \frac{n.laureati + n.diplomati}{pop.tot.CM}$$

Indice di disoccupazione:

$$D = \frac{n.disocc1^{\circ} occup}{popolaz.attiva}$$

Indice di sicurezza:



$$S^j = \left[ 1 - (n.delitti / 1000ab) * (d^j / d_{max}) \right]$$

con:  $S^j$  indice di sicurezza;

$d^j$  densità abitativa della Comunità Montana  $j$ -esima;

$d_{max}$  densità massima riscontrata fra le Comunità Montane della Regione.

### **3.4.3 La valutazione analitica delle gerarchie per lo sviluppo del modello di analisi multicriteriale (AMC)**

Fra le metodologie sviluppate nell'ambito della teoria delle decisioni, l'analisi multicriteriale (AMC) rappresenta forse quella maggiormente conosciuta ed applicata.

Si tratta infatti, di una metodologia flessibile che può essere adattata ad una molteplicità di problematiche (zonizzazione, pianificazione, ecc.) in cui il problema è riconducibile ad una scelta fra diverse alternative. La AMC presenta infatti l'indiscutibile vantaggio di poter definire e valutare gli effetti di una determinata azione sulla base di modelli di simulazione che possono considerare un numero molto elevato di fattori (variabili e vincoli) in grado di descrivere in modo pressoché esaustivo il fenomeno oggetto di studio. Proprio questo aspetto la rende particolarmente adeguata all'impiego su due linee operative principali: la valutazione di impatto ambientale e la pianificazione territoriale.

Nel caso oggetto di studio, attribuibile all'ambito pianificatorio, si è proceduto allo sviluppo di un modello di analisi AMC atto a definire, in prima istanza, le potenzialità del territorio relativamente agli aspetti turistico naturalistici.



In particolare, la AMC adottata in questo studio si è basata sull'applicazione di una Valutazione Analitica delle Gerarchie (AHP) sviluppata da T. L. Saaty nel 1980.

L'analisi AHP consiste in un metodo e, insieme, una tecnica, utilizzata sia nelle scienze economiche che sociali, per la definizione dell'ordine di priorità in cui vanno poste  $n$  alternative che soddisfano prescritti criteri di scelta. In altre parole, attraverso l'AHP, si è trattato il problema del *ranking* delle alternative, ossia il loro allineamento, in ordine di importanza, o preferenza, sulla base di valutazioni quantitative.

Nel nostro caso l'applicazione è stata adattata alla determinazione della priorità/rilevanza che i diversi fattori (naturali, strutturali e sociali), hanno nel perseguimento dell'obiettivo (*goal*), rappresentato nel nostro caso dallo "valorizzazione del turismo naturalistico nelle aree montane dell'Italia meridionale".

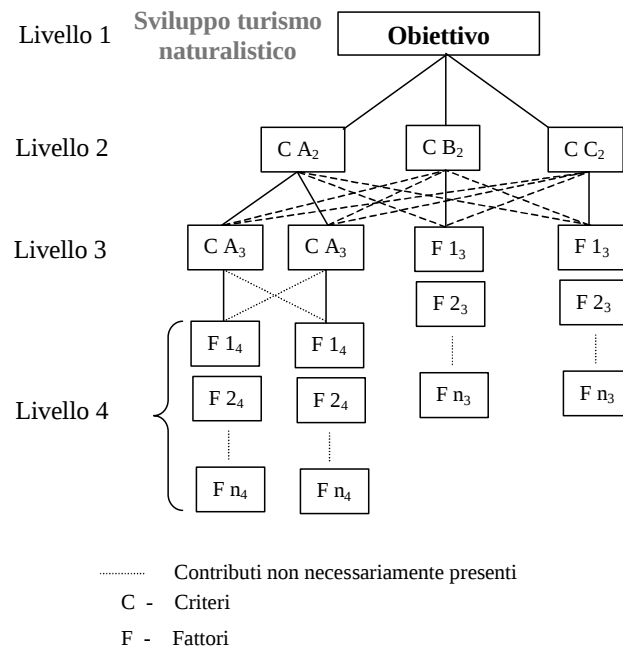
Per definire un modello AHP utile a risolvere il problema decisionale in oggetto, la metodologie si è sviluppata attraverso:

- la costruzione di una gerarchia nella quale sono stati correlati tutti gli elementi della decisione: l'obiettivo generale (1° livello), i criteri del 2° livello, i criteri del 3° livello ed i fattori ai vari livelli (Fig. 3) – si ricorda che i criteri di uno stesso livello sono mutuamente indipendenti (Saaty 1980);
- la costruzione delle matrici di confronti a coppie per ogni criterio di ciascun livello;
- la stima, col metodo degli autovalori, dei pesi relativi (interni ai gruppi) degli elementi della decisione (criteri e fattori);
- la determinazione dei pesi complessivi dei fattori in modo da avere una loro classificazione complessiva (*ranking*) degli stessi; ciò è stato ottenuto attraverso l'aggregazione dei pesi relativi interni ai gruppi;
- lo sviluppo di un modello AMC in cui vengono applicati ai fattori i corrispondenti pesi definiti attraverso l'analisi AHP.





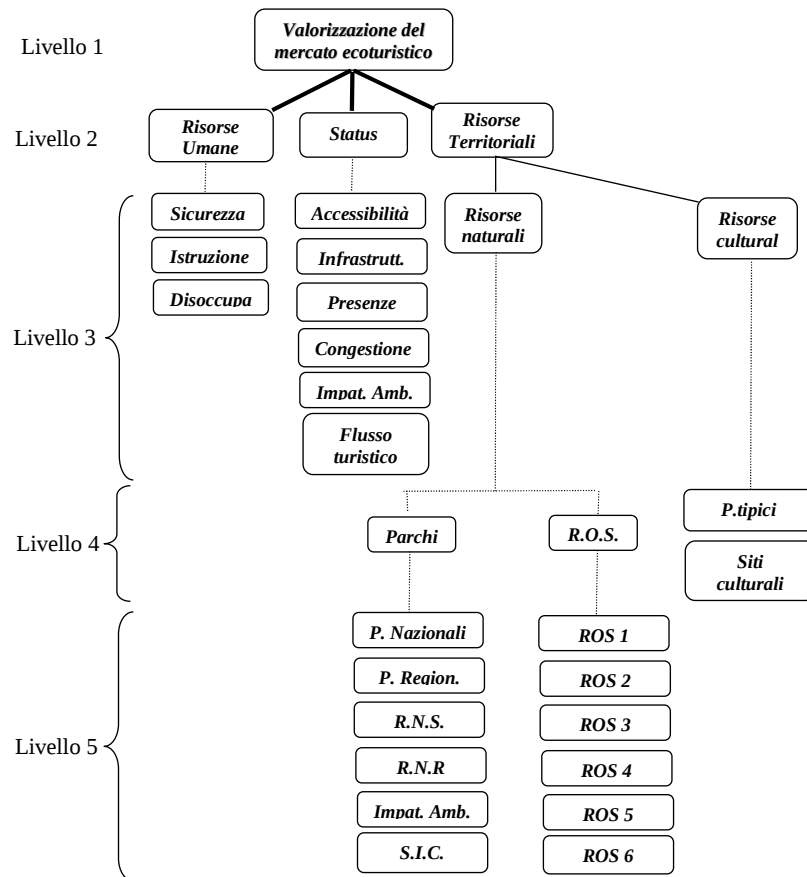
Figura 3: schema del procedimento di gerarchizzazione



La schematizzazione del procedimento, illustrata in figura 3, rende evidenti che i criteri di ciascun livello contribuiscono alla definizione di almeno un criterio posto al livello immediatamente superiori. I criteri, per essere definiti come tali, devono risultare dalla combinazione di almeno due fattori o due criteri od un criterio ed un fattore. Se così non fosse essi rappresenterebbero semplicemente un altro fattore.



Figura 4: Schema della gerarchizzazione applicata



Nella figura 4 è illustrata la struttura gerarchica applicata al caso oggetto di studio.

Una volta definita la gerarchizzazione, è stato possibile definire i contributi dei vari fattori e criteri.

Per fare ciò si è proceduto alla costruzione di una serie di matrici quadrate  $A^K$ , dette *matrici di confronto a coppie*, i cui elementi  $a_{ij}^K$  sono non nulli e tali che:



$$a_{ij}^{\wedge} = 1/a_{ji}^K$$

per ogni  $i, j = 1, \dots, n$ , e, quindi con elementi della diagonale principale uguali ad 1 (D'Apuzzo e Ventre, 1995).

$$A^K = (a_{ij}^K) = \begin{pmatrix} 1 & b_1/b_2 & \dots & b_1/b_n \\ b_2/b_1 & 1 & \dots & b_2/b_n \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ b_n/b_1 & \dots & \dots & 1 \end{pmatrix}$$

In  $A^K$  il numero  $a_{ij}^K$  indica l'importanza dell' $i$ -esimo fattore (o criterio) rispetto al  $j$ -esimo fattore (o criterio).

Per effettuare la comparazione e definire la priorità fra ciascuna coppia di fattori/criteri, ci siamo basati su una comparazione verbale sviluppata su due domande:

Rispetto all'obiettivo "*Valorizzazione del turismo naturalistico nelle aree montane dell'Italia meridionale*", quale dei due fattori è maggiormente rilevante? E quanto è più rilevante?

Mentre la risposta al primo quesito può essere fornita in modo piuttosto semplice, il secondo può risultare più ostico<sup>47</sup>. Per tali ragioni, nella scelta della scala per la quantificazione della comparazione a coppie, è stato fatto riferimento alla scala di importanza relativa, utilizzata dallo stesso Saaty (1980), con massimo numero di livelli (9) (Tab. 1).

Tabella 1: Scala di importanza relativa utilizzata (Saaty 1980)

<sup>47</sup> In accordo a molte teorie di psicologia, è infatti impossibile, per qualsiasi soggetto, effettuare una quantificazione di un fenomeno in un intervallo continuo. Secondo molti psicologi infatti, la maggior parte degli individui non può comparare simultaneamente più di sette entità ( $\pm due$ ) (Miller, 1956).



Importanza	Definizione	Esplicazione
<b>1</b>	Uguale importanza	I due fattori contribuiscono in ugual modo al perseguimento dell'obiettivo
<b>3</b>	Debole importanza di uno sull'altro	Un fattore contribuisce leggermente di più al perseguimento dell'obiettivo
<b>5</b>	Forte importanza di uno sull'altro	Un fattore contribuisce in modo determinante nel perseguimento dell'obiettivo (E' praticamente dimostrato)
<b>7</b>	Molto forte importanza di uno sull'altro	E' evidente che un fattore contribuisce in determinante nel perseguimento dell'obiettivo
<b>9</b>	Assoluta rilevanza di uno sull'altro	Si può affermare in modo assoluto che un fattore contribuisce in modo rilevante al perseguimento dell'obiettivo
<b>2,4,6,8</b>	Valori intermedi a due giudizi adiacenti	Soluzioni di compromesso ai casi precedenti

Per cui, se il valutatore preferisce fortemente il criterio  $i$  rispetto al criterio  $j$ , l'elemento  $a_{ij}^K$  della matrice  $K$  di confronto a coppie assume valore pari a 7, mentre l'elemento  $a_{ji}^K$  è uguale a  $1/7$ .

Successivamente si è proceduto ad associare ad ogni fattore/criterio  $i$  un peso  $w_i$  che misuri l'importanza in una scala di valori continui da 0 a 1.

Per fare ciò è stata supposta la soddisfazione delle *condizioni di normalità*, ossia che:

$$w_1 + w_2 + \dots + w_n = 1$$

La tecnica per la determinazione dei pesi si è basata sul seguente ragionamento:

se il valutatore conoscesse i pesi effettivi  $w_1, w_2, \dots, w_n$  degli  $n$  elementi, la matrice dei confronti a coppie diventerebbe,



$$A = (a_{ij}) = \left[ \frac{w_2 / w_1}{w_1} \quad \dots \quad \frac{w_2 / w_n}{w_1} \right]$$

In questo caso i pesi si otterrebbero banalmente dalla normalizzazione rispetto alla somma di una qualunque delle righe poiché sono tutte multiple fra loro.

Nella pratica però, non è possibile conoscere il vettore pesi  $w$  e quindi i valori  $a_{ji}^K$  assegnati secondo il giudizio del valutatore, possono scostarsi dai valori  $w_i/w_j$  ignoti.

Quindi, le matrici  $A^K$  avranno spesso rango superiore a 1, ossia saranno *inconsistenti*.

Saaty (1980) ha dimostrato, relativamente a tali matrici, che è possibile giungere ad un “*indice di consistenza*” ed alla stima dei pesi relativi di ciascun fattore/criterio.

Se prendiamo infatti in considerazione un qualsiasi autovettore  $w = (w_1, w_2, \dots, w_n)$  e l’equazione generale degli autovettori:

$$A w = \alpha w$$

Con  $\alpha$  = autovalore della matrice  $A$ ;

si può dimostrare che se non vi sono valutazioni incongruenti esiste un unico autovettore che rappresenta il vettore pesi  $w$  cercato (Saaty, 1980, Bernetti, 1994).

Se invece, esistono valutazioni incongruenti, per cui i valori assegnati dal valutatore a  $a_{ji}^K$  sono prossimi, ma non uguali, ai rapporti  $w_i/w_j$ , allora l’autovalore massimo  $\alpha_{max}$  è prossimo ad  $\alpha$  e gli altri autovalori sono prossimi a 0, per cui si può stimare il vettore  $w$  usando l’equazione:

$$A w = \alpha_{max} w$$

con  $\alpha_{max}$  = autovettore principale.



Si dimostra (Saaty, 1980) che  $\alpha_{max}$  è sempre maggiore di  $n$  (ordine della matrice), per cui tanto più  $\alpha_{max}$  è prossimo a  $n$ , tanto più consistenti sono i valori contenuti in  $A$ .

E' stato quindi sviluppato (Saaty, 1980) uno specifico indice in grado di esprimere il livello di inconsistenza delle matrici di confronto a coppie. L'indice è definito dalla seguente equazione:

$$CI = \frac{\alpha_{max} - n}{n - 1}$$

con  $\alpha_{max}$  autovalore massimo della matrice, ed  $n$  ordine della matrice<sup>48</sup>.

La valutazione delle potenzialità ecoturistiche è stata quindi eseguita attraverso l'applicazione di due modelli AMC rappresentativi di entrambi i tipi di ecoturista.

Per fare ciò, i valori assunti dagli indici, normalizzati rispetto al valore massimo regionale<sup>49</sup>, sono stati moltiplicati per il corrispondente peso ( $w$ ), derivato dalla valutazione analitica delle gerarchie. La formalizzazione del modello AMC è stata la seguente:

$$CM_j^e = \sum_{k=1}^K Ind_k^j \cdot w_k^e$$

Con:  $CM_j^e$  = Potenziale ecoturistico della Comunità Montana  $j$ -esima per il profilo ecoturistico  $e$ -esimo, con  $e = \{ ecospecialisti, ecogeneralisti \}$ ;

$Ind_k^j$  = Indice  $k$ -esimo per la Comunità montana  $j$ -esima;

<sup>48</sup> Lo stesso Saaty ha fornito una regola pratica per la valutazione della bontà degli giudizi. In pratica se l'indice CI assume valori minori o uguali a 0,1, allora il valutatore si può ritenere soddisfatto dei suoi giudizi (D'Apuzzo e Ventre, 1995).

<sup>49</sup> Nel caso dell'indice relativo alla sicurezza sociale la normalizzazione è stata fatta rispetto al valore massimo nazionale.



$w_i$  = Peso complessivo dell'indicatore  $i$ -esimo;  
 $w_k^e$  = Peso attribuito all'indice  $k$ -esimo per il profilo  $e$ -esimo.

### 3.5 *Risultati*

I risultati dell'applicazione AMC hanno portato all'individuazione sia delle aree a maggiore valenza ecoturistica, sia di quelle con presenza di forti *gap* potenziali. L'applicazione dell'AHP ha inoltre permesso l'attribuzione di tali inefficienze fra i diversi fattori che vanno a costituire le risorse naturali e territoriali, e le risorse umane ed infrastrutturali. I risultati ottenuti attraverso il presente studio hanno inoltre rappresentato un utile supporto per lo sviluppo di uno studio di marketing territoriale basato sulla metodologia S.W.O.T.<sup>50</sup> (Fagarazzi, 1999).

#### 3.5.1 *Analisi gerarchica*

La simulazione effettuata con l'analisi gerarchica, ha portato alla determinazione del *ranking* dei fattori che vanno a descrivere il potenziale ecoturistico di ciascuna ipotetica S.L.O.T. (Comunità Montana).

Come si può dedurre dall'esame della figura 5 e 6, e della tabella 2, il peso complessivo dei diversi fattori varia in relazione al tipo di ecoturista. Gli ecospecialisti risultano infatti fortemente condizionati dalla presenza di risorse territoriali, quali: i parchi nazionali e regionali; le aree naturali e seminaturali remote e le aree wilderness. In particolare, la presenza dei parchi nazionali, condiziona l'ecospecialista soprattutto in virtù della elevata importanza degli ecotipi e degli ambienti inclusi all'interno di queste aree protette.

---

<sup>50</sup> Acronimo di *Strength, Weakness, Opportunity, Threat*.

Dall'esame delle figure 5 e 6, appare evidente che l'ecospecialista è scarsamente condizionato sia dal macrofattore "infrastrutture", sia dal macrofattore "risorse umane". Risulta infatti poco interessato alla disponibilità ed alla tipologia di alloggi e dalla presenza di siti di rilevante interesse storico-culturale.



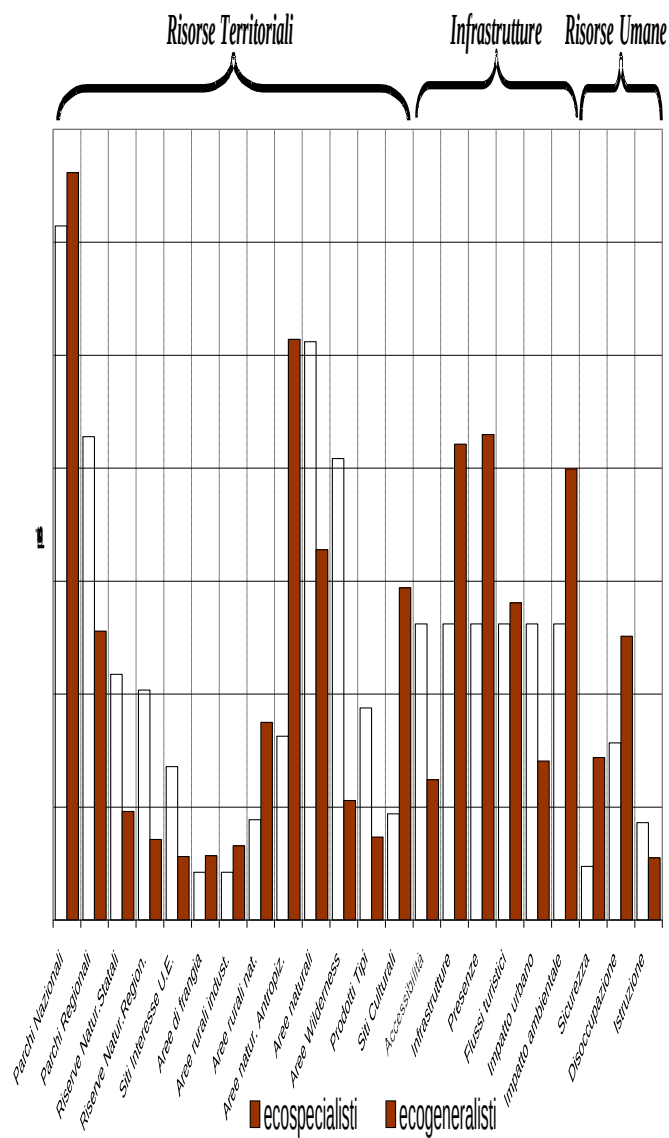
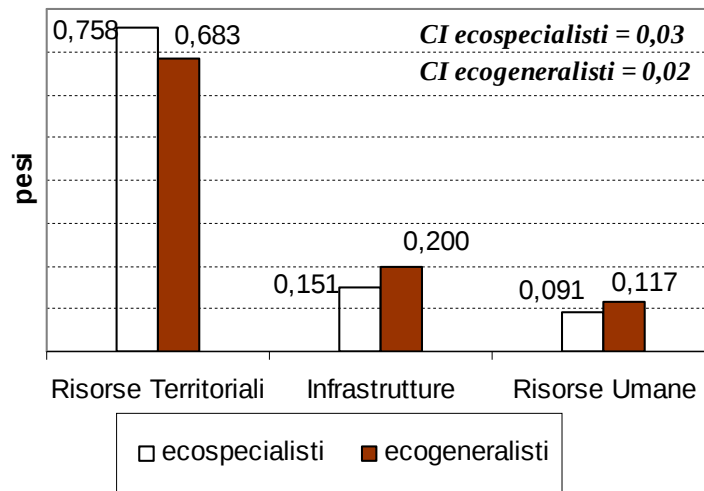


Figura 5: Pesì complessivi dei fattori



Figura 6 Pesì parziali dei macrindicatori di 2° livello<sup>51</sup>



Ciò è conseguenza del fatto che l'ecoturista specializzato tende a praticare questo tipo di attività in aree remote e scarsamente antropizzate, immergendosi completamente nell'ambiente naturale. In questo contesto, la rilevanza delle risorse umane appare estremamente bassa, visto e considerato le limitate occasioni di contatto con le popolazioni autoctone.

Passando ad esaminare i risultati relativi agli ecogeneralisti, emerge, anche in questo caso, un forte condizionamento legato alle risorse territoriali (Fig. 5 e 6). In particolare, poiché questo tipo di ecoturista non ha informazioni approfondite circa le caratteristiche ambientali dell'area in cui svolge l'attività ricreativa, egli risulta fortemente condizionato dalle sole aree di fama nazionale. E' questo il caso dei parchi nazionali, che presentano una notevole promozione attraverso i più diffusi canali d'informazione (televisione, tour operator, riviste, ecc.).

<sup>51</sup> I valori *CI*, riportati nella figura 9, corrispondono agli Indici di Consistenza delle matrici di confronto a coppie. Si tratta di indicatori che forniscono informazioni circa la coerenza dei risultati ottenuti. Secondo Saaty (1980) i giudizi espressi nella matrice sono coerenti se il valore di *CI* si mantiene inferiore a 0,1.



In relazione alla accessibilità degli ambienti, l'esame della tabella 2 e della figura 5, evidenziano la forte preferenza dell'ecogeneralista verso aree facilmente accessibili, come le aree rurali naturali e le aree naturali e seminaturali accessibili; cioè ambienti che possono essere raggiunti con una escursione di durata non superiore alla mezza giornata e dotati di agevoli vie di accesso (strade forestali, sentieri poco impegnativi, ecc.).

I generalisti sono fortemente condizionati dalle esigenze logistiche, poiché necessitano di alberghi o appartamenti per il soggiorno. A questo si aggiunge l'importanza attribuita ai siti di interesse storico e culturale come: fortezze, chiese, aree archeologiche o impianti turistici come le terme.

Tabella 2: Pesì complessivi dei fattori

<i>Fattore</i>	<i>ecogeneralisti</i>	<i>ecospecialisti</i>
<i>Parchi Nazionali</i>	0,13235	0,12287
<i>Parchi Regionali</i>	0,05112	0,08559
<i>Riserve Natur.Statali</i>	0,01924	0,04348
<i>Riserve Natur.Region.</i>	0,01426	0,04068
<i>Siti Interesse U.E.</i>	0,01127	0,02714
<i>Aree di frangia</i>	0,01137	0,00844
<i>Aree rurali indust.</i>	0,01314	0,00844
<i>Aree rurali nat.</i>	0,03499	0,01780
<i>Aree natur. Antropiz.</i>	0,10283	0,03251
<i>Aree naturali</i>	0,06557	0,10239
<i>Aree Wilderness</i>	0,02116	0,08168
<i>Prodotti Tipi</i>	0,01470	0,03754
<i>Siti Culturali</i>	0,05879	0,01877
<i>Accessibilità</i>	0,02482	0,05242
<i>Infrastrutture</i>	0,08425	0,05242
<i>Presenze</i>	0,08596	0,05242
<i>Flussi turistici</i>	0,05615	0,05242
<i>Impatto urbano</i>	0,02814	0,05242
<i>Impatto ambientale</i>	0,07987	0,05242
<i>Sicurezza</i>	0,02877	0,00950
<i>Disoccupazione</i>	0,05027	0,03137
<i>Istruzione</i>	0,01098	0,01726

L'impatto ambientale degli ecogeneralisti, risulta più rilevante rispetto agli specialisti. Ciò è legato non solo all'impatto antropico diretto, derivato dalle



escursioni all'interno di ambienti naturali e seminaturali, ma anche all'impatto delle infrastrutture e dei servizi di supporto realizzati nei centri abitati e nelle aree rurali (viabilità, nuovi edifici, impianti di risalita, ecc.).

L'ecogeneralista è discretamente influenzato anche da fattori legati alle risorse umane. In particolare, è possibile constatare che le notevoli esigenze logistiche legate alla domanda di alberghi ed attività complementari (produzioni tipiche, terme, impianti di risalita, ecc.) creano una cospicua richiesta di manodopera locale, mentre la maggiore permanenza degli ecogeneralisti presso i centri abitati, determina una maggiore esigenza rispetto al fattore sicurezza sociale<sup>52</sup>.

### ***3.5.2 Le potenzialità del settore ecoturistico nelle Comunità Montane***

#### **3.5.2.1 L'ecoturismo specialistico**

Per quanto concerne le potenzialità territoriali legate all'ecoturismo specializzato, la figura 7 mette in luce la presenza di un nucleo di Comunità Montane, al confine fra la Basilicata e la Calabria, con potenzialità ecospecialistiche piuttosto elevate. Questo nucleo comprende la Comunità Montana della Dorsale Appenninica Alto Tirreno, del Val Sarmento, del Pollino e del Medio Sinni Pollino Raparo. Si tratta di aree caratterizzate da un elevato valore dell'indice relativo alle "risorse territoriali", derivato dalla diffusa presenza di aree protette (Parco Nazionale del Pollino) e dalla cospicua diffusione di aree naturali e seminaturali remote e Wilderness. In queste Comunità Montane, anche il macroindicatore "risorse infrastrutturali" assume un valore piuttosto elevato a causa dei bassi livelli di congestione urbana e di impatto ambientale (Tab. 2). Non si rilevano invece valori significativi per

---

<sup>52</sup> Stante l'ipotesi, più che plausibile, secondo la quale la frequenza degli eventi delittuosi è in relazione diretta con la densità demografica



quanto riguarda la disponibilità di “risorse umane”, il cui indice relativo risulta sempre di livello scarso.

Altro gruppo di Comunità Montane, con indice ecospecialistico elevato, è presente in Campania. Si tratta delle Comunità Montane di Lambro e Mingardo, Valle del Diano e Calore Salernitano. Queste Comunità Montana presentano un elevato valore del macroindicatore “risorse territoriali”, a causa della presenza del Parco Nazionale della Valle di Diano e Cilento (Tab. 3).

Le uniche Comunità Montane che, pur collocandosi in territori prossimi a parchi naturali (parco nazionale di Valle di Diano e Cilento) non presentano elevate potenzialità, sono rappresentate dalle Comunità Montane degli Alburni e quella di Gelbinos Cervati. Questa esclusione è dovuta al fatto che tali aree, pur possedendo un potenziale territoriale elevato, non dispongono di strutture ricettive adeguate.

Figura 7: potenzialità ecoturistiche specialistiche

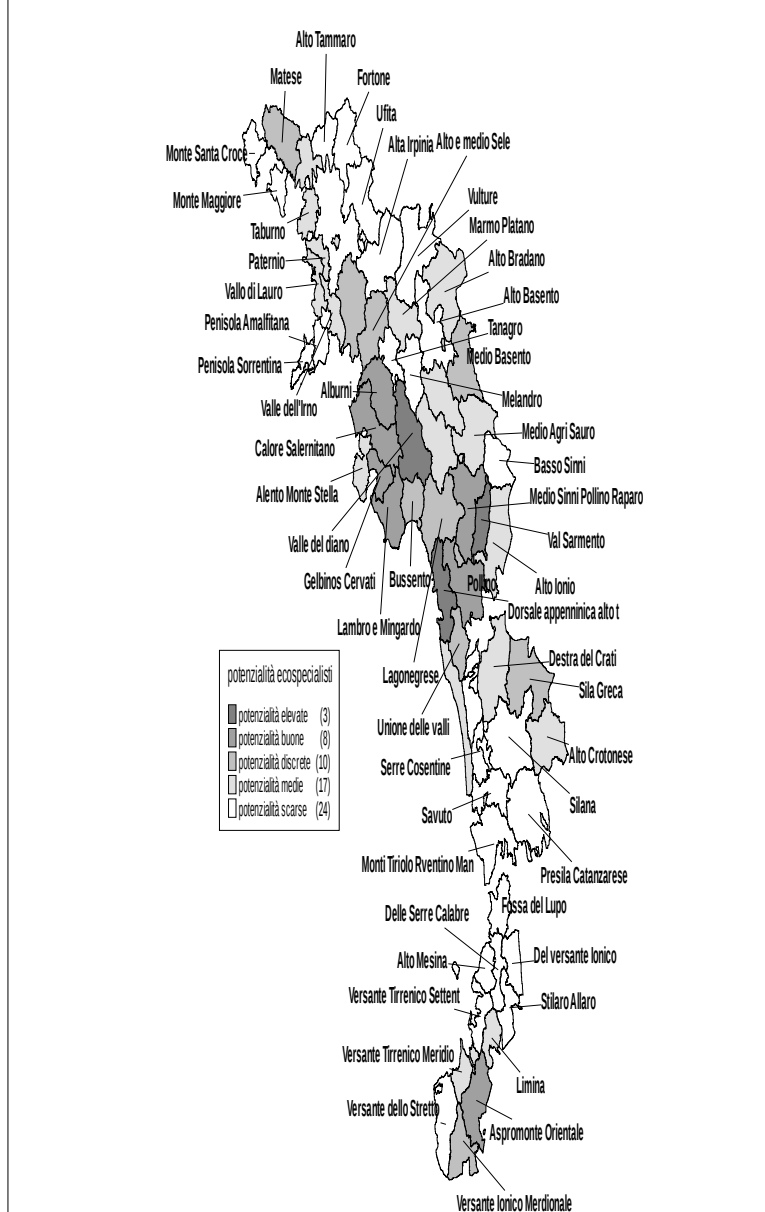




Tabella 3: Valori assunti dagli indicatori di 1° e 2° livello per gli ecospecialisti.

Regione	Comunità Montana	Ecospecialisti				Ranking
		Risorse Umane	Infrastrutture	Risorse Territoriali	Potenzialità tot.	
	<i>Vulture</i>	0,059	0,093	0,088	0,240	10
	<i>Alto Bradano</i>	0,058	0,104	0,090	0,253	8
	<i>Marmo Platano</i>	0,048	0,103	0,131	0,282	7
	<i>Melandro</i>	0,048	0,108	0,082	0,237	11
	<i>Alto Basento</i>	0,059	0,076	0,083	0,218	12
	<i>Camastro Alto Sauro</i>	0,055	0,093	0,162	0,310	5
<b>Basilicata</b>	<i>Alto Agri</i>	0,052	0,099	0,154	0,306	6
	<i>Medio Agri Sauro</i>	0,053	0,109	0,089	0,251	9
	<i>Lagonegrese</i>	0,054	0,093	0,204	0,351	3
	<i>Medio Sinni Pollino Raparo</i>	0,056	0,100	0,269	0,425	2
	<i>Val Sarmento</i>	0,059	0,108	0,328	0,495	1
	<i>Medio Basento</i>	0,058	0,100	0,161	0,319	4
	<i>Basso Sinni</i>	0,054	0,062	0,058	0,175	13
	<i>Alto Ionio</i>	0,048	0,107	0,157	0,312	8
	<i>Pollino</i>	0,045	0,116	0,280	0,442	2
	<i>Dorsale appenninica alto tirre</i>	0,041	0,122	0,318	0,482	1
	<i>Appennino Paolano</i>	0,050	0,123	0,114	0,287	10
	<i>Savuto</i>	0,051	0,110	0,078	0,239	16
	<i>Silana</i>	0,057	0,121	0,208	0,387	4
	<i>Sila Greca</i>	0,053	0,118	0,199	0,370	5
	<i>Destra del Crati</i>	0,046	0,115	0,118	0,279	11
	<i>Media valle Crati</i>	0,047	0,118	0,047	0,212	19
	<i>Serre Cosentine</i>	0,052	0,109	0,032	0,193	24
	<i>Unione delle valli</i>	0,047	0,111	0,173	0,331	7
	<i>Alto Crotonese</i>	0,057	0,114	0,076	0,247	14
<b>Calabria</b>	<i>Presila Catanzarese</i>	0,052	0,119	0,176	0,347	6
	<i>Monti Tiriolo Rventino Mancuso</i>	0,053	0,117	0,070	0,239	15
	<i>Fossa del Lupo</i>	0,047	0,111	0,049	0,207	22
	<i>Del versante Ionico</i>	0,048	0,106	0,057	0,210	20
	<i>Delle Serre Calabre</i>	0,049	0,106	0,049	0,204	23
	<i>Alto Mesina</i>	0,047	0,107	0,028	0,182	25
	<i>Stilaro Allaro</i>	0,056	0,080	0,073	0,210	21
	<i>Limina</i>	0,048	0,118	0,082	0,248	13
	<i>Aspromonte Orientale</i>	0,048	0,121	0,224	0,394	3
	<i>Versante Ionico Meridionale</i>	0,050	0,109	0,153	0,312	9
	<i>Versante dello Stretto</i>	0,061	0,104	0,066	0,231	17
	<i>Versante Tirrenico Meridionale</i>	0,038	0,112	0,106	0,257	12
	<i>Versante Tirrenico Settentrion</i>	0,043	0,111	0,065	0,219	18
	<i>Monte Santa Croce</i>	0,036	0,111	0,068	0,216	18
	<i>Matese</i>	0,047	0,103	0,191	0,341	8
	<i>Monte Maggiore</i>	0,047	0,104	0,054	0,204	20
	<i>Titerno</i>	0,041	0,110	0,104	0,255	13
	<i>Alto Tammaro</i>	0,032	0,110	0,038	0,180	24
	<i>Fortone</i>	0,032	0,106	0,043	0,180	23
	<i>Taburno</i>	0,041	0,107	0,109	0,257	11
	<i>Penisola Sorrentina</i>	0,069	0,072	0,062	0,203	21
	<i>Ufita</i>	0,036	0,105	0,055	0,195	22
	<i>Alta Irpinia</i>	0,035	0,102	0,093	0,229	17
	<i>Paternio</i>	0,043	0,107	0,103	0,253	14
<b>Campania</b>	<i>Vallo di Lauro</i>	0,050	0,107	0,099	0,255	12
	<i>Valle dell'Irno</i>	0,036	0,107	0,104	0,246	15
	<i>Termino Cervialto</i>	0,037	0,104	0,230	0,371	7
	<i>Penisola Amalfitana</i>	0,063	0,093	0,078	0,234	16
	<i>Alto e medio Sele</i>	0,039	0,104	0,230	0,372	6
	<i>Tanagro</i>	0,030	0,107	0,077	0,213	19
	<i>Valle del diano</i>	0,038	0,113	0,366	0,517	1
	<i>Alburni</i>	0,035	0,104	0,244	0,383	5
	<i>Calore Salernitano</i>	0,037	0,111	0,266	0,414	3
	<i>Alento Monte Stella</i>	0,038	0,107	0,154	0,299	10
	<i>Gelbinos Cervati</i>	0,033	0,107	0,244	0,385	4
	<i>Lambro e Mingardo</i>	0,042	0,114	0,272	0,428	2
	<i>Bussento</i>	0,039	0,110	0,178	0,327	9



### 3.5.2.2 L'ecoturismo generalistico

Passando ad esaminare le potenzialità territoriali legate all'ecoturismo generalistico, possiamo vedere, dall'esame della tabella 4, che la Comunità Montana della Penisola Sorrentina, insieme a quelle della Penisola Amalfitana e del Paternio, sono caratterizzate da un turismo di massa che stimola lo sviluppo di strutture ricettive e l'impiego di risorse umane. Per contro, coerentemente con gli assiomi alla base dei due modelli AMC, tali aree assumono un valore piuttosto basso per quanto concerne le potenzialità ecospecialisti (Tab. 3).

Questa variazione è principalmente dovuta alla maggiore importanza che i macroindicatori "risorse infrastrutturali" e "risorse umane" rivestono nella valutazione delle potenzialità ecogeneraliste (Tab. 4).

Il nucleo di Comunità Montane, situato nella parte Nord della Campania, che nella valutazione ecospecialista aveva una scarsa potenzialità, risulta adesso possedere migliori potenzialità attrattive. Ciò è dovuto alla cospicua presenza di aree rurali naturali e aree naturali e seminaturali accessibili, che assumono in questo contesto un ruolo rilevante.

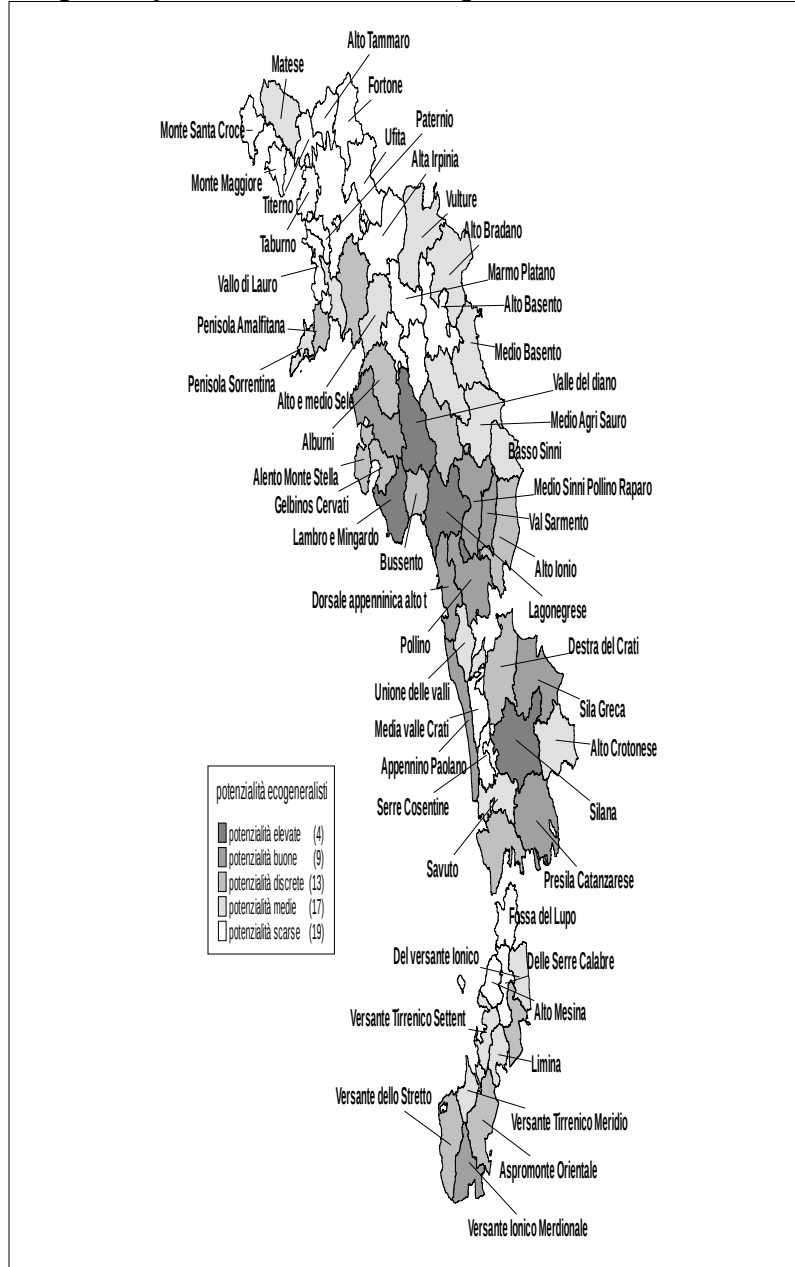




Tabella 4: Valori assunti dagli indicatori di 1° e 2° livello per gli ecogeneralisti

Regione	Comunità Montana	Ecogeneralisti				Ranking
		Risorse Umane	Infrastrutture	Risorse Territoriali	Potenzialità tot.	
	<i>Vulture</i>	0,057	0,124	0,107	0,311	10
	<i>Alto Bradano</i>	0,057	0,133	0,145	0,358	5
	<i>Marmo Platano</i>	0,046	0,125	0,087	0,280	11
	<i>Melandro</i>	0,045	0,137	0,076	0,280	12
	<i>Alto Basento</i>	0,052	0,117	0,083	0,275	13
	<i>Camagra Alto Sauro</i>	0,055	0,120	0,118	0,316	9
<i>Basilicata</i>	<i>Alto Agri</i>	0,048	0,140	0,166	0,377	4
	<i>Medio Agri Sauro</i>	0,051	0,155	0,111	0,340	7
	<i>Lagonegrese</i>	0,050	0,218	0,226	0,517	1
	<i>Medio Sinni Pollino Raparo</i>	0,055	0,141	0,244	0,463	2
	<i>Val Sarmento</i>	0,058	0,151	0,215	0,446	3
	<i>Medio Basento</i>	0,061	0,128	0,146	0,355	6
	<i>Basso Sinni</i>	0,054	0,167	0,081	0,323	8
	<i>Alto Ionio</i>	0,065	0,182	0,132	0,379	11
	<i>Pollino</i>	0,061	0,168	0,250	0,479	3
	<i>Dorsale appenninica alto tirre</i>	0,059	0,232	0,205	0,496	2
	<i>Appennino Paolano</i>	0,068	0,253	0,142	0,462	5
	<i>Savuto</i>	0,070	0,162	0,090	0,323	17
	<i>Silana</i>	0,076	0,210	0,234	0,521	1
	<i>Sila Greca</i>	0,073	0,210	0,188	0,472	4
	<i>Destra del Crati</i>	0,065	0,191	0,155	0,411	9
	<i>Media valle Crati</i>	0,066	0,175	0,042	0,283	23
	<i>Serre Cosentine</i>	0,065	0,167	0,031	0,263	24
	<i>Unione delle valli</i>	0,067	0,167	0,113	0,347	15
	<i>Alto Crotonese</i>	0,079	0,156	0,085	0,320	19
<i>Calabria</i>	<i>Presila Catanzarese</i>	0,074	0,199	0,171	0,443	6
	<i>Monti Tiriolo Rventino Mancuso</i>	0,071	0,213	0,087	0,371	13
	<i>Fossa del Lupo</i>	0,066	0,172	0,048	0,286	22
	<i>Del versante Ionico</i>	0,068	0,248	0,046	0,362	14
	<i>Delle Serre Calabre</i>	0,070	0,163	0,055	0,287	21
	<i>Alto Mesina</i>	0,068	0,160	0,032	0,260	25
	<i>Stilaro Allaro</i>	0,076	0,225	0,093	0,394	10
	<i>Limina</i>	0,068	0,180	0,079	0,327	16
	<i>Aspromonte Orientale</i>	0,066	0,199	0,165	0,431	8
	<i>Versante Ionico Merdionale</i>	0,067	0,222	0,151	0,440	7
	<i>Versante dello Stretto</i>	0,075	0,194	0,108	0,377	12
	<i>Versante Tirrenico Meridionale</i>	0,054	0,173	0,095	0,322	18
	<i>Versante Tirrenico Setentrion</i>	0,061	0,165	0,064	0,290	20
	<i>Monte Santa Croce</i>	0,058	0,137	0,073	0,268	18
	<i>Matese</i>	0,070	0,122	0,158	0,350	11
	<i>Monte Maggiore</i>	0,074	0,127	0,053	0,255	20
	<i>Tirerno</i>	0,065	0,133	0,072	0,270	16
	<i>Alto Tammaro</i>	0,054	0,133	0,045	0,233	23
	<i>Fortone</i>	0,054	0,126	0,052	0,232	24
	<i>Taburno</i>	0,062	0,130	0,075	0,268	19
	<i>Penisola Sorrentina</i>	0,088	0,189	0,086	0,363	10
	<i>Ufita</i>	0,053	0,125	0,070	0,247	21
	<i>Alta Irpinia</i>	0,052	0,121	0,106	0,279	15
	<i>Paternio</i>	0,063	0,137	0,069	0,269	17
	<i>Vallo di Lauro</i>	0,071	0,143	0,068	0,281	14
<i>Campania</i>	<i>Valle dell'Irno</i>	0,052	0,141	0,098	0,292	13
	<i>Termino Cervialto</i>	0,055	0,132	0,193	0,379	7
	<i>Penisola Amalfitana</i>	0,077	0,169	0,123	0,369	9
	<i>Alto e medio Sele</i>	0,058	0,127	0,150	0,336	12
	<i>Tanagro</i>	0,047	0,129	0,069	0,245	22
	<i>Valle del diano</i>	0,056	0,145	0,304	0,504	2
	<i>Alburni</i>	0,054	0,129	0,222	0,404	6
	<i>Calore Salernitano</i>	0,055	0,161	0,238	0,454	3
	<i>Alento Monte Stella</i>	0,058	0,153	0,166	0,377	8
	<i>Gelbino Cervati</i>	0,052	0,145	0,221	0,417	4
	<i>Lambro e Mingardo</i>	0,063	0,248	0,259	0,569	1
	<i>Bussento</i>	0,059	0,187	0,169	0,416	5

Figura 8: potenzialità ecoturistiche generaliste





La Comunità Montana di Lambro e Mingardo conferma, anche nella valutazione delle potenzialità ecogeneraliste, l'elevata potenzialità ecoturistica, con un'indice complessivo che si attesta su valori elevati. Questa Comunità Montana oltre a presentare elevate potenzialità territoriali, presenta anche notevoli capacità ricettive, soprattutto nella zona costiera, di conseguenza la sua "appetibilità" rispetto ai due profili di potenziali fruitori si mantiene sempre molto elevata. Per contro, il caso della Comunità dell'Alto e Medio Sele è un esempio di come vengano penalizzate, nella valutazione dell'ecoturista generalista, le Comunità Montane caratterizzate da aree poco antropizzate con diffusa presenza di aree naturali e seminaturali remote. In questa valutazione, il macroindicatore "risorse territoriali", passa infatti dai livelli di elevato potenziale della valutazione ecospecialistica, ai livelli di potenziale medio-scarso della valutazione ecogeneralistica.

Infine, passando all'esame congiunto dei risultati, relativi al macroindicatore "risorse umane" (Tab. 3 e 4), appare evidente la maggiore potenzialità offerta dalle aree situate lungo la dorsale appenninica.

Si tratta di un risultato originato dalla maggiore disponibilità di persone in cerca di prima occupazione, con un livello medio-alto di istruzione, e dall'elevato livello di sicurezza sociale.

### **3.6 Conclusioni**

Il presente studio è stato diretto all'analisi delle potenzialità di sviluppo delle aree rurali del sud Italia attraverso la valorizzazione del settore ecoturistico.

Gli assunti teorici alla base dell'analisi sono stati incentrati su paradigmi scientifici legati ai processi di sviluppo "autocentranti" e "dal basso", che vedono nella promozione degli elementi di tradizione e di innovazione locale il cardine per la valorizzazione delle risorse endogene.



In questo contesto, i modelli di riferimento ideali per lo sviluppo del settore ecoturistico, sono risultati quelli legati ai Sistemi Locali di Offerta Turistica, ossia ad unità territoriali ben definite e delineate caratterizzate dalla presenza di un insieme di attività e fattori di attrattiva che siano in grado di proporre al visitatore un'offerta articolata ed integrata.

Non esistendo ancora delle unità territoriali così definite, in prima approssimazione è apparso appropriato far coincidere gli S.L.O.T. con le Comunità Montane presenti nell'area di studio. Questo perché le Comunità Montane, oltre ad avere un territorio ben delineato e definito, hanno il compito istituzionale di “promuovere lo sviluppo globale della montagna mediante la valorizzazione della qualità ambientale e del potenziale endogeno” (legge 97/1994). Si tratta quindi di finalità che sono in linea con gli assiomi alla base dei Sistemi Locali di Offerta Turistica e con i presupposti teorici alla base dei processi di sviluppo dal “basso” e “autocentrato”.

Per quanto concerne l'analisi delle potenzialità ecoturistiche, la valutazione è stata effettuata rispetto a due tipi di ecoturisti potenziali: da un lato gli ecogeneralisti, ossia ecoturisti che necessitano di maggiore supporto di servizi e di strutture e che non fruiscono delle risorse ambientali in modo approfondito; dall'altro gli ecospecialisti, che necessitano di bassi livelli di strutture, con bassa integrazione con le popolazioni locali, ma con un livello molto spinto di fruizione delle risorse naturali.

La realizzazione di un modello di analisi multicriteriale, ha portato alla definizione della priorità/rilevanza che i diversi fattori (naturali, strutturali e sociali) hanno per i due tipi di ecoturisti, nel perseguimento dell'obiettivo di valorizzazione delle potenzialità turistico-naturalistiche delle aree.

I risultati ottenuti con l'applicazione delle due analisi multicriterio, hanno evidenziato il forte condizionamento che entrambi gli ecoturisti hanno rispetto alla disponibilità di risorse territoriali, come: parchi nazionali e regionali, aree naturali e seminaturali remote e accessibili. A ciò si aggiunge l'importanza attribuita dagli ecogeneralisti ai siti d'interesse storico-culturale,



come fortificazioni, chiese, aree archeologiche o impianti turistici come le terme.

Da entrambe le valutazioni emerge inoltre l'elevata potenzialità offerta dalle risorse territoriali, che presentano, in questo contesto, ecosistemi unici dove la componente forestale assume un rilevante valore. A ciò si contrappone un basso livello di strutture ricettive che possono condizionare pesantemente lo sviluppo di questo settore.

In conclusione, la promozione di modelli di sviluppo dal basso ed autocentranti, deve necessariamente passare attraverso politiche ad *hoc*, che tengano conto delle diverse potenzialità disponibili, in termini di risorse umane e ambientali, nelle aree montane dell'Italia meridionale. Ciò può passare attraverso la valorizzazione dei ruoli svolti dagli enti locali quali comuni e soprattutto Comunità Montane, come soggetti privilegiati nella pianificazione applicata allo sviluppo delle zone montane.

#### BIBLIOGRAFIA

- AA.VV. (1999) Progetto “*Sistema Locale di Offerta Turistica*” finanziato con il contributo del Fondo Sociale Europeo, nell'ambito del Programma Formazione per la nuova imprenditorialità giovanile, Misura 1.4 FSE. Sviluppo Italia.  
<http://www.oppoportunitalia.it/aziosviloc/slotnew/Default.asp>
- AA.VV. (2001) Conferenza stampa del 30 Gennaio 2001 Associazione Italiana Turismo Responsabile – Legambiente – Verona.
- ASHLEY CONSULTING (1993), “*Status Report: the contributions of the implementation of VAMP to achievement of Parks Canada’s mandate*”, Hull, QC: Parks Canada
- BERNETTI I., (1994). “*L’impiego dei modelli di analisi multicriteriale nella pianificazione forestale*” n.3/1994 pp.63-115 Comunicazioni di ricerca ISAFA, Trento.



- BOYD S., BUTLER R. W., (1996) “*Managing ecotourism: an opportunity spectrum approach*” in *Tourism Management*, Vol. 17 n. 8, pp. 557-566, Elsevier Science Ltd.
- CAMAGNI, R. (1989). “*Cambiamento tecnologico, Milieu locale e reti di impresa: verso una teoria dinamica dello spazio economico*”. *Economia e Politica Industriale* n. 64.
- CASINI, L. (1990). “*Un’analisi delle tecnologie produttive nel settore legno in Toscana*”. *Studi di Economia e di diritto*, n.1.
- CLARK R. AND STANKEY G., (1978). “*The Recreation Opportunity Spectrum: a framework for planinig and research General Technical report*” PNWN-98, Seattle
- CONTI S. (1996). “*Geografia Economica*”. UTET, Torino.
- D’APUZZO L., VENTRE A., (1995). “*Algebra lineare e geometria analitica*” Ed. Cedam, 1995.
- DRIVER B.L., (1990), “*Recreation opportunity Spectrum: basic concepts and use in land management planning*” University of Waterloo and Environment Canada, Parks
- FAGARAZZI C., (1999) *Analisi del mercato delle biomasse ad uso energetico*  
Tesi di dottorato in Economia delle risorse alimentari e dell’ambiente, Istituto Universitario Navale. Napoli
- FRIEDMANN J., WEAVER C. (1979). “*Territory and functions: The evolution of regional planning*”. Arnold, Londra, UK.  
<http://parkscanada.pch.gc.ca/library/Ros/>
- INTERNATIONAL ECOTOURISM SOCIETY (2000) “*Ecotourism Statistical Fact sheet*”, <http://www.ecotourism.org/textfiles/statsfaq.pdf>
- MILLER, C.A., (1956) “*the magic number seven plus or minus two: some limits on our capacity for -processing information*” *Psychological Review*, Vol. 13, pp.
- PEARCE D., (1989) “*Turismo Oggi*”, Ulisse Edizioni
- PIORE M.J., SABEL, C.F. (1984) “*Le due vie dello sviluppo industriale. Produzione di massa e produzione flessibile*”. Isedi, Torino



ROMANO D. (1999). *“I sistemi locali di sviluppo rurale”*. Inedito.

SPATARO A. MARILOTTI G. (1998) *il turismo nel mediterraneo* - Edizioni Associate - Editrice internazionale, Roma, Pagg. 136.

TASSINARI G. (1984). *“Le trasformazioni dell’industria italiana alla fine degli anni settanta”*. Cleup, Bologna.

ZIFFER K., (1989) *“Ecotourism: The Uneasy Alliance”* Conservation International and Ernst and Young, Washington, DC (1989).







## **4 ANALISI ECONOMICO AMBIENTALE DI UN'AREA PROTETTA NELLO SCENARIO DELLA BASILICATA**

**Severino Romano**

*Professore Associato Economia ed Estimo Rurale  
Università della Basilicata*

---

### **4.1 Introduzione**

L'istituzione di una nuova area protetta si inserisce sempre più spesso in un contesto presentante spiccate peculiarità, non solo da un punto di vista paesaggistico-ambientale, ma anche da quello socio-economico, che conferiscono uno spiccato dualismo a questi territori:

- dal punto di vista socio-economico i territori presentano trend di crescita della popolazione sensibilmente ridotta se non negativa, ridotto sviluppo delle attività economiche, tassi di disoccupazione elevati e, di conseguenza, sostenuti flussi migratori. Tutti fattori tipici delle aree marginali interne presentanti un sistema economico “fragile”;
- dal punto di vista paesaggistico ambientale, invece, proprio il ridotto sviluppo economico, la bassa pressione delle attività antropiche, che potrebbero essere considerati punti di debolezza del territorio, hanno favorito la conservazione di valenze naturalistiche e paesaggistiche uniche, di emergenze vegetazionali, geologiche, faunistiche, ecc., che potrebbero rappresentare, invece, un importante fattore per lo sviluppo,



il punto di forza su cui basare interventi di sviluppo economico sostenibile per tali territori.

Il tutto si inserisce in un contesto normativo che individua nei due obiettivi principali della conservazione delle risorse ambientali esistenti e nello sviluppo socio-economico delle popolazioni presenti gli scopi dell'esistenza stessa dell'area protetta.

Risulta di prioritaria importanza, perciò, nella individuazione delle direttrici dello sviluppo economico, la programmazione di interventi che possano garantire la sostenibilità stessa delle azioni, che non devono assolutamente pregiudicare il patrimonio ambientale, la risorsa su cui si dovrebbe fondare lo sviluppo di questi territori.

D'altro canto è anche vero che la creazione di un'area protetta va ad inserirsi in un territorio presentante un sistema economico e pertanto, un insieme di attività, preesistenti.

Questo stato di fatto pone in evidenza la necessità di definire puntuali strumenti di promozione delle attività, che, è innegabile potrebbero subire delle limitazioni dall'esistenza del parco e questa potrebbe risultare fortemente ostacolata dalle popolazioni locali.

Dalla necessità di conciliare conservazione e sviluppo nasce l'esigenza, da parte dei *policy maker*, di avere un'approfondita e dettagliata conoscenza di tutte le peculiarità ambientali, storiche, sociali ed economiche proprie del territorio, prima di ipotizzare qualsiasi politica di pianificazione.

Nel presente lavoro sarà affrontata l'analisi dell'istituzione di una nuova area protetta dal punto di vista economico-ambientale. Il territorio oggetto dell'analisi ricopre una vasta area della provincia di Potenza, caratterizzata da particolari peculiarità meritevoli di essere sottoposte a regime di tutela.

Lo scopo dell'indagine è quello di riuscire a fornire al decisore pubblico gli elementi essenziali che possano giustificare la presenza dell'area protetta in questo territorio e, inoltre, costituire gli elementi di base per un'ipotesi di



perimetrazione e zonizzazione della stessa sulla base delle caratteristiche peculiari del territorio interessato.

A tal fine nel lavoro si è costruito un sistema informativo territoriale (S.I.T.), ossia una banca dati georeferenziata dei principali aspetti territoriali (idrografia, viabilità, uso del suolo, soprassuoli boscati, ecc.), al fine di definire, mediante l'uso di un modello di analisi geografica fondato sulla programmazione multicriteriale (MCE, *Multi Criteria Evaluation*), le aree che presentano particolari valenze ecologiche ed ambientali, quelle che meglio si prestano alle attività agricole ed, infine, quelle che presentano maggiori presupposti dal punto di vista dello sviluppo turistico, analizzando quello che in termini economici viene definito come lo spettro di offerta turistica.

Risulta evidente, come la necessità di dover prendere in considerazione, contemporaneamente, una molteplicità di variabili direttamente o indirettamente correlate alle caratteristiche geografiche, naturali ed economiche, al fine di poter effettuare la valutazione multicriteriale per individuare le aree con le valenze sopra citate, sia possibile solo adoperando strumenti complessi come i GIS (*Geographical Information System*).

Tali strumenti sono, infatti, in grado di poter costituire una base informativa ad ampio spettro e di fornire utili indicazioni al decisore pubblico, sulla base di analisi quanti-qualitative che si fondano sull'uso di strumenti di aiuto alle decisioni, basati sull'implementazione di modelli di programmazione matematica partendo da rilevazioni puntuali e reali ad un elevato livello di dettaglio territoriale.

L'individuazione e la conoscenza delle peculiari caratteristiche di tali aree, assieme alla mappatura di tutte le risorse architettoniche, culturali (culti e tradizioni locali), consentirà di poter attivare politiche di sviluppo sostenibili, in grado di poter garantire al tempo stesso anche la conservazione e la perpetuazione delle risorse.

D'altronde, nel caso di studio, si registra una netta predominanza di aree rurali, caratterizzate da un'economia prevalentemente di tipo agricolo, dove la



marginalità dei terreni (in termini di produttività) e la naturale conformazione del territorio, non lasciano intravedere alcuna politica di sviluppo del settore, se non quella di creare attività collaterali legate al turismo rurale ed alle produzioni tipiche di qualità, come fonte alternativa ed integrativa di reddito.

In questo ambito è da rilevare come i recenti indirizzi della Politica Agricola Comune esaltino il ruolo multifunzionale che l'agricoltura, soprattutto quella estensiva nei territori montani interni, è in grado di assolvere, non solo, quindi, riferito alla mera funzione produttiva, ma anche a quella di difesa idrogeologica dei suoli e, soprattutto in aree con caratteristiche spiccatamente marginali, nel mantenimento della presenza umana sul territorio.

Infatti, gli agricoltori svolgono un ruolo prezioso per la gestione del paesaggio, il mantenimento delle biodiversità e la tutela dell'ambiente, pertanto l'istituzione di un parco naturale anche in questo caso può essere visto come un'opportunità di sviluppo oltre che per il sistema economico nel suo complesso, anche per il settore agricolo e per quello forestale in particolare.

Nel presente lavoro faremo riferimento solamente alla valutazione della vocazionalità ecologica ambientale del territorio, rimandando gli interessati ad ulteriori approfondimenti riguardanti tutti gli altri aspetti analizzati nell'ambito della ricerca condotta presso il DITEC dell'Università degli Studi della Basilicata.

#### **4.2 Lo scenario regionale delle aree protette**

La Basilicata è sicuramente una regione particolarmente ricca di siti dalle caratteristiche ambientali, archeologiche, storico e culturali di elevato pregio ed entità.

E' possibile affermare, infatti, che la nostra regione può essere considerata come un concentrato di peculiarità ambientali, e siti di interesse archeologico e storico, che le conferiscono un *continuum* particolarmente variegato e un paesaggio che varia continuamente sia nelle forme che nei colori.



Ai due mari (lo Ionio ed il Tirreno), che presentano caratteristiche storiche e paesaggistiche estremamente differenti (dalle spiagge bianche di Siris ed Heraclea, al Bosco Pantano di Policoro, alle scogliere di Maratea), si aggiungono la presenza di laghi sia di origine vulcanica (i Laghi di Monticchio), che glaciale (il Lago Laudemio) che artificiale (la diga di S. Giuliano, il Pantano di Pignola, la diga di Senise, ecc.), la presenza di catene montuose estremamente diversificate sia per conformazione e orografia che per costituzione (le Dolomiti Lucane, il Massiccio del Pollino, ecc.), le formazioni calanchive dell'area di Craco, Pisticci, ecc.

Le molteplici peculiarità territoriali contribuiscono, inoltre, alla conservazione di molte entità floro-faunistiche endemiche: ne sono un esempio il *Pinus leucodermis*, l'*Achillea lucana*, il rarissimo lepidottero *Acanthobrahmaea europea*, ecc., oltre ad altre entità a rischio di estinzione, quali il lupo, la lontra, l'aquila reale ecc..

Tutto ciò rende il territorio regionale particolarmente vocato alla presenza di aree protette e giustifica ampiamente da un lato, la presenza degli attuali parchi sia nazionale che regionali e, dall'altro lato, l'istituzione di nuove aree a regime di tutela.

Attualmente il territorio regionale sottoposto a regime di tutela mediante l'istituzione di parchi e riserve naturali (nazionali e regionali) ammonta a 121.805 ettari, ossia il 12,2% del territorio, proporzione che si colloca quasi di due punti percentuali al di sopra della media nazionale (10,5%) e, ad ogni modo, destinata ad aumentare con l'imminente istituzione del Parco Nazionale della Val d'Agri e del Lagonegrese (c.ca 143.000 ha) e del Parco regionale del Vulture (c.ca 50.000 ha).

Fino ad ora sono state istituite 16 aree a regime di tutela per un totale pari a circa 122.000 ettari di superficie, fra cui un parco nazionale, tra l'altro il più esteso d'Italia (Pollino), due parchi regionali, otto riserve naturali statali e cinque riserve naturali regionali (Tab. 1).



Grazie alla presenza di tali aree, ed alla moderata densità della popolazione concentrata per la maggior parte nei due capoluoghi di provincia, la regione conserva ancora tratti di territorio seminaturali che rappresentano oggi, per le popolazioni che vi risiedono, una non trascurabile risorsa su cui poggiare le basi di uno sviluppo economico e sociale eco-sostenibile.

*Tabella 2 – Aree protette istituite nella Regione Basilicata*

<b>NOME</b>	<b>TIPO</b>	<b>PROVVIST.</b>	<b>DATA</b>	<b>SUPERF.</b>
Pollino	PN	DMAMB	31/12/90	91.317
Agromonte - Spacciaboschi	RS	DMAF	29/03/72	51
Coste Castello	RS	DMAF	29/03/72	25
Grotticelle	RS	DMAF	11/09/71	209
I Piscioni	RS	DMAF	29/03/72	148
Marinella Stornara	RS	DMAF	13/07/77	45
Metaponto	RS	DMAF	29/03/72	240
Monte Crocchia	RS	DMAF	11/09/71	36
Rubbio	RS	DMAF	29/03/72	211
Chiese rupestri del Materano	PR	LR 11	03/04/90	10.856
Gallipoli Cognato - Piccole Dolomiti Lucane	PR	LR 97	24/11/97	18.000
Abetina di Laurenzana	RR	DPGR 2	04/01/88	330
Lago Laudemio	RR	DPGR 426	19/04/85	25
Lago Pantano di Pignola	RR	DPGR 795	19/06/84	155
Lago Piccolo di Monticchio	RR	DPGR 1183	30/08/84	187
Bosco Pantano di Policoro	RR	DPGR 28	08/09/99	500
<b>Totale</b>				<b>122.335</b>

Questo fatto rappresenta una importante opportunità, anche alla luce della crescente domanda di eco-turismo, che nel nostro Paese si manifesta con progressiva intensità, ormai da diversi anni. E' probabilmente vero, che l'istituzione di una nuova area protetta, se non seguita dalla dotazione per la stessa dei suoi organi di governo e strumenti di pianificazione, potrebbe portare conseguenze negative sul sistema economico dei territori interessati ma, è anche vero, che in molte realtà della nostra regione verrebbe da domandarsi cosa sarebbe stato se in quelle aree non fosse esistito il Parco.

Esperienze condotte in altre aree del nostro Paese (Romano S., 2000) hanno, infatti, dimostrato il benefico impatto che l'istituzione di nuove aree protette, siano esse parchi regionali o riserve naturali, può esercitare sui settori



del sistema economico. Non è possibile, però, individuare una “ricetta” generale per favorire il positivo esito dell’istituzione di un nuovo parco. Le variabili in gioco sono molteplici, sia in termini di risorse che devono essere tutelate, sia in termini di attività economiche che devono essere garantite, valorizzate e sicuramente non mortificate, sia in termini di esigenze delle popolazioni locali. Per questo motivo è indispensabile partire con una approfondita conoscenza di tutte le variabili in gioco, siano esse ecologiche, economiche e, soprattutto, sociali. Solo in questo modo un nuovo parco potrà svolgere quella funzione di volano per il sistema socio-economico-ambientale dei territori interessati.

#### **4.2.1 La metodologia adottata**

La mole delle informazioni da gestire per affrontare le problematiche territoriali ed ambientali, risulta essere sempre più imponente e complessa e tale da risultare impraticabile senza l’ausilio di strumenti informatici. In questa ottica risulta realmente importante poter analizzare contemporaneamente e con puntuali riferimenti al territorio, tutte le informazioni necessarie al processo di pianificazione che, spesso, vengono espresse secondo unità di misura differenti. Per superare i problemi creati dalla complessità di tali dati, si ricorre con sempre maggiore frequenza all’uso di strumenti come i sistemi informativi territoriali (SIT) che, insieme alla possibilità di localizzazione puntuale delle variabili in gioco, permettono di analizzare basi informative estremamente complesse, consentendo di effettuare, oltre che una puntuale conoscenza di quello che viene definito lo *status quo* del territorio oggetto di analisi, anche di simulare e valutare gli impatti generabili a seguito dell’applicazione di scelte di politica economica e ambientale.

Il SIT, inoltre, è uno strumento dinamico in quanto permette di aggiornare le informazioni in qualunque momento senza dover reimpostare tutto il lavoro



permettendo di reintegrare informazioni aggiuntive nello stesso ambito geografico e rielaborare il tutto ottenendo nuove implementazioni.

Altra interessante caratteristica dei SIT (Fig. 1) è la capacità di integrare dati provenienti da fonti differenti e che si trovano ad avere caratteristiche dissimili (base dati provenienti da varie fonti informatiche e diverse basi vettoriali).

*Figura 1 – Struttura di un Sistema Informativo Territoriale*

#### *4.2.1.1 Costruzione del Sistema informativo territoriale per il territorio interessato dal Parco del Vulture*

Nella costruzione di un SIT, il materiale cartografico rappresenta senza alcun dubbio una componente determinante grazie alla quale è possibile effettuare lo studio territoriale e prelevare le informazioni di base utili per l'implementazione di modelli gestionali.

Nel caso specifico la base dati utilizzata per la realizzazione dei vari *layer* è costituita da:

- fogli in scala 1:25.000 prodotta dall'Istituto Geografico Militare utilizzati per il rilievo delle curve di livello, della viabilità e dell'idrografia;
- ortofoto AIMA;
- carta forestale dell'area del bacino del Vulture reperita presso il CFS distretto di Rionero, utili per un primo inquadramento delle superfici forestali.

La base cartografica sopra citata è stata importata in formato digitale (raster), successivamente, è stato necessario compiere operazioni di foto





editing, grazie alle quali le immagini raster sono state raddrizzate e ripulite delle parti non utili allo studio, successivamente sono state georeferenziate utilizzando come sistema di riferimento geografico il sistema GAUSS BOAGA.

L'operazione di georeferenziazione si rende necessaria per posizionare la cartografia in modo puntuale nell'ambito del geoide, permettendo così l'elaborazione dei dati geografici.

Successiva alla georeferenziazione delle immagini raster c'è la fase della costruzione degli strati informativi, mirati allo studio delle peculiarità del territorio ricadente nel Parco del Vulture. In effetti, si è reso necessario effettuare delle operazioni di digitalizzazione al fine di trasformare le informazioni reperite nella cartografia di riferimento, in formato vettoriale al fine di poter abbinare per ogni singolo oggetto geografico il data base identificativo; la digitalizzazione viene effettuata creando un apposito "*layer*" o strato composto da una tavola ad oggetti georeferenziale ed una tavola di base dati, in cui vi è stretta correlazione tra le caratteristiche geografiche e di dati per ogni elemento creato.

### ***Il layer "curve di livello"***

Il primo layer costruito è quello delle curve di livello la cui digitalizzazione è stata eseguita trasformando in vettori le informazioni topografiche riportate sulle carte IGM in scala 1:25.000 a cui è stata abbinata la quota sul livello del mare.

Le curve sono state digitalizzate con isoipsa pari a 25 metri, il vettoriale è stato costruito utilizzando la funzione di polilinea per la rappresentazione delle curve, ed i punti per la rappresentazione delle cime.

La fase successiva è stata quella della verifica dell'intero layer e correzione di eventuali errori rilevati al fine di rendere omogenea l'intera base dati. Le informazioni rilevate in questo layer sono determinanti al fine di poter



studiare, tramite elaborazioni successive, la struttura topografica del territorio del parco e poterla correlare con le successive informazioni inserite nel Sistema Informativo Territoriale.

Il risultato di tale operazione è la costruzione della mappa delle curve di livello del Parco. Tramite la successiva elaborazione della base dati del layer è possibile determinare la quota e la pendenza di ogni punto all'interno del territorio interessato, ottenendo, tramite interpolazione dei dati inseriti nel database, il cosiddetto Digital Terrain Model (DTM) del Parco del Vulture (Fig.2)<sup>53</sup> da cui è possibile ricavare l'andamento plano-altimetrico attraverso la determinazione delle pendenze in ogni punto del territorio riuscendo così ad ottenere una descrizione cartografica dell'orografia del territorio (Digital Elevation Model, DEM, Fig. 3).

---

<sup>53</sup> Le figure a colori citate nel testo sono riportate in fondo al capitolo



### ***Il layer “Viabilità”***

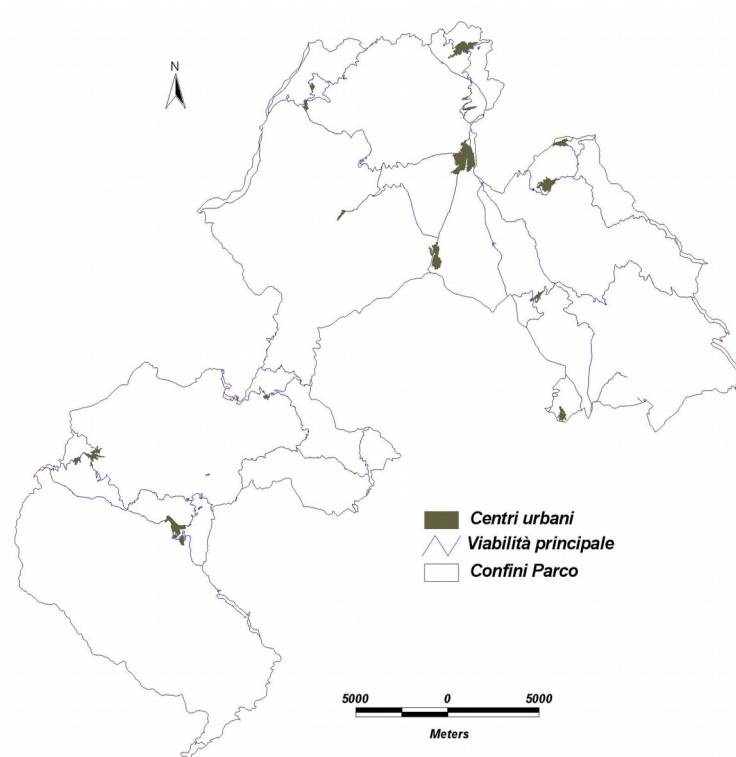
La viabilità assume un’importanza determinante nello studio dell’intero parco, in quanto rappresenta, in maniera eloquente, la possibilità di

raggiungimento dei siti ricreativi che il comprensorio può offrire ai potenziali turisti e tale parametro, associato alle bellezze naturali, rappresenta uno dei principali fattori per la valutazione della domanda turistico ricreativa. Inoltre, una viabilità capillare ed efficiente influisce sulla maggiore o minore possibilità di collegamento con i mercati che interessano le diverse attività economiche.

Pertanto, è stato costruito un layer dedicato alla viabilità, in cui, adoperando lo strumento polilinea sono state vettorializzate le strade rilevate sulla cartografia IGM 1:25.000; ai singoli vettori sono stati attribuiti dei codici identificativi derivati dall’interpretazione delle tipologie stradali standard della cartografia IGM, per distinguere la viabilità principale da quella secondaria presente nel territorio (Fig. 4). I dati vettorializzati, sono stati successivamente controllati a terra tramite l’ausilio del GPS (*Global Position System*) al fine di constatarne la reale conformità alle carte IGM, ed eventuali variazioni di percorso e di tipologia.



Figura 4 – Viabilità principale nel territorio del Parco del Vulture



### ***Il layer “Idrografia”***

Altra variabile che assume importanza sia dal punto di vista paesaggistico-ambientale che dal punto di vista produttivo, è rappresentata dall'idrografia presente nel territorio del Parco (Fig. 5).

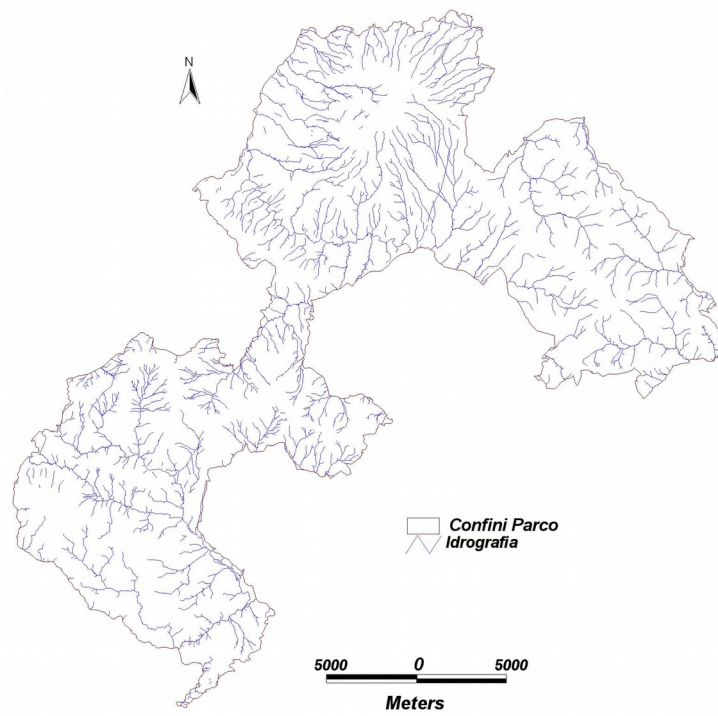
I ruscelli, le fiumare ed i corsi d'acqua a carattere torrentizio rappresentano delle vere e proprie nicchie ecologiche, e possono garantire la presenza di fauna e di insetti dalle caratteristiche peculiari dell'area interessata. Ne sono un esempio in questo caso la lontra, recentemente riscoperta nella Fiumara di Atella, e l'Alborella Vulturina presente nei corsi d'acqua del comprensorio.



E' da rilevare, inoltre, come il comprensorio del Vulture sia particolarmente ricco di sorgenti e corsi d'acqua e che proprio su tale risorsa sono fondate una serie di attività economiche note al di fuori del contesto regionale.

D'altro canto, la presenza di bacini e corsi d'acqua, può consentire la trasformazione del regime fondiario con conseguenti riflessi anche sulle attività produttive, quali quelle afferenti al settore agricolo. La risultante di tale azione è data dalla elevata variazione di redditività delle colture che vanno ad interessare ordinamenti produttivi tipici delle aree con spiccata siccità estivo-autunnale o, in caso contrario, caratteristici di aree irrigue.

*Figura 5 – Idrografia del Parco del Vulture*





### ***Il layer “uso del suolo”***

La costruzione del layer “uso del suolo” passa attraverso una serie di *step* progressivi. La procedura seguita è consistita innanzitutto nell’acquisizione delle ortofoto AIMA relative al volo del 1997/98, ritenendo tale data sufficientemente adeguata a rappresentare l’attuale realtà territoriale. Ai fini della fotointerpretazione si è quindi resa necessaria anche una calibratura cromatica delle 27 ortofoto di partenza per agevolarne la lettura.

Prima di realizzare la vera e propria fotointerpretazione è stato necessario procedere alla redazione di una chiave di fotointerpretazione.

Per fare ciò, sono state identificate al suolo una serie di unità territoriali, omogenee per caratteristiche, rappresentative di ciascuna categoria culturale individuabile all'interno dell'area di studio (Fig. 6).

Il fotointerpretatore ha, quindi, individuato sulle ortofoto ciascuna delle aree omogenee campionate a terra, al fine di conoscere esattamente l'aspetto che esse assumono sulle ortofoto.

Per procedere alla definizione di tali categorie culturali sono state eseguite le seguenti operazioni:

- individuazione a video delle aree omogenee ed attribuzione di classi culturali provvisorie;
  - o posizionamento a video, attraverso programma applicativo GIS, di punti di controllo georeferenziati in corrispondenza di ciascuna area omogenea;
  - o individuazione a video di rotta ottimale per il raggiungimento di ciascun punto di controllo;
  - o scaricamento delle rotte, attraverso apposito software di gestione, su apparecchiatura satellitare GPS (*Global Position System*);
- sopralluoghi diretti dei fotointerpretatori all'interno del territorio in esame per la:



- o individuazione delle rotte e raggiungimento in campo dei punti di controllo con l'impiego di strumentazione satellitare (GPS);
- o verifica della attendibilità della classi colturali provvisorie attribuite ed eventuale sua nuova definizione;

L'insieme delle categorie colturali così individuate andrà a costituire la legenda del database dell'uso del suolo.

Successivamente è avvenuta la vera e propria fotointerpretazione. Essa è stata realizzata a video ad una scala di acquisizione di 1:10.000 e con livello di dettaglio di 1 ettaro di superficie, mentre si è scesi ad un maggior dettaglio per le colture agricole di maggiore redditività quali ad es. i vigneti, gli uliveti, i frutteti, ecc..

Per le aree più problematiche, dove l'attribuzione della classe colturale risultava più incerta, sia per l'eterogeneità delle condizioni vegetative, sia per le eventuali perdite di accuratezza degli ortofotogrammi forniti dall'A.I.M.A., è stato impiegato lo strumento zoom in modo da acquisire le foto-informazioni ad un dettaglio maggiore (1:1000-1:5000).

Ad ogni particella identificabile è stato quindi attribuito un codice rappresentante la categoria di uso del suolo individuate secondo il metodo adottato a livello internazionale con la classificazione *Corine Land Cover* (Tab. 2).

*Figura 6 – Aree omogenee di uso del suolo individuabili dalla fotointerpretazione*





Tabella 2 - Categorie culturali riportate nel data base del suolo del Parco del  
Vulture

<b>1</b>	<b>TERRITORI MODELLATI ARTIFICIALMENTE</b>
11	Zone urbanizzate
111	<p>Tessuto urbano continuo Spazi strutturati dagli edifici e dalla viabilità. Gli edifici, la viabilità e le superfici ricoperte artificialmente occupano più dell'80% della superficie totale. La vegetazione non lineare e il suolo nudo rappresentano l'eccezione. Sono qui compresi i cimiteri senza vegetazione. Problema particolare degli abitati a sviluppo lineare (villes-rue): anche se la larghezza delle costruzioni che fiancheggiano la strada, compresa la strada stessa, raggiunge solo 20 m, a condizione che la superficie totale superi 0,5 ha, queste aree saranno classificate come tessuto urbano continuo.</p>
112	<p>Tessuto urbano discontinuo Spazi caratterizzati dalla presenza di edifici. Gli edifici, la viabilità e le superfici a copertura artificiale coesistono con superfici coperte da vegetazione e con suolo nudo, che occupano in maniera discontinua aree non trascurabili. Gli edifici, la viabilità e le superfici ricoperte artificialmente coprono meno del 50 % della superficie totale. Questa voce comprende: - le abitazioni agricole sparse delle periferie delle città o nelle zone di coltura estensiva comprendenti edifici adibiti a impianti di trasformazione e ricovero; - le residenze secondarie disperse negli spazi naturali o agricoli. Comprende inoltre i cimiteri senza vegetazione.</p>
12	Zone industriali, commerciali e reti di comunicazione
121	<p>Aree industriali o commerciali Aree a copertura artificiale (in cemento, asfaltate o stabilizzate: per esempio terra battuta), senza vegetazione, che occupano la maggior parte del terreno (più del 50% della superficie). La zona comprende anche edifici e/o aree con vegetazione. Le zone industriali e commerciali ubicate nei tessuti urbani continui e discontinui sono da considerare solo se si distinguono nettamente dall'abitato (insieme industriale di aree superiore a 0,5 ha con gli spazi associati: muri di cinta, parcheggi, depositi, ecc.). Le stazioni centrali delle città fanno parte di questa categoria, ma non i grandi magazzini integrati in edifici di abitazione, i sanatori, gli stabilimenti termali, gli ospedali, le case di riposo, le prigioni, eccetera.</p>
122	<p>Reti stradali e ferroviarie e spazi accessori Larghezza minima da considerare: 20 m. Autostrade, ferrovie, comprese le superfici annesse (stazioni, binari, terrapieni, ecc.) e le reti ferroviarie più larghe di 20 m che penetrano nella città. Sono qui compresi i grandi svincoli stradali e le stazioni di smistamento, ma non le linee elettriche ad alta tensione con vegetazione bassa che attraversano le aree forestali.</p>
13	Zone estrattive, discariche e cantieri
131	<p>Aree estrattive Estrazione di materiali inerti a cielo aperto (cave di sabbia e di pietre) o di altri materiali (miniere a cielo aperto). Ne fanno parte le cave di ghiaia, eccezion fatta, in ogni caso, per le estrazioni nei letti dei fiumi. Sono qui compresi gli edifici e le installazioni industriali associate. Rimangono escluse le cave sommerse, mentre sono comprese le superfici abbandonate e sommerse, ma non recuperate, comprese in aree estrattive.</p>



	Le rovine, archeologiche e non, sono da includere nelle aree ricreative.
132	Discariche Discariche e depositi di miniere, industrie e collettività pubbliche.
133	Cantieri Spazi in costruzione, scavi e suoli rimaneggiati.
14	Zone verdi artificiali non agricole
141	Aree verdi urbane Spazi ricoperti di vegetazione compresi nel tessuto urbano. Ne fanno parte i cimiteri con abbondante vegetazione e parchi urbani.
142	Aree sportive e ricreative Aree utilizzate per camping, attività sportive, parchi di divertimento, campi da golf, ippodromi, rovine archeologiche e non, eccetera. Ne fanno parte i parchi attrezzati (aree dotate intensamente di attrezzature ricreative, da picnic, ecc., compresi nel tessuto urbano.
<b>2</b>	<b>TERRITORI AGRICOLI</b>
21	Seminativi Superfici coltivate regolarmente arate e generalmente sottoposte a un sistema di rotazione.
211	Seminativi in aree non irrigue Sono da considerare perimetri irrigui solo quelli individuabili per fotointerpretazione, satellitare o aerea, per la presenza di canali e impianti di pompaggio. Cereali, leguminose in pieno campo, colture foraggere, coltivazioni industriali, radici commestibili e maggesi. Vi sono compresi i vivai e le colture orticole, in pieno campo, in serra e sotto plastica, come anche gli impianti per la produzione di piante medicinali, aromatiche e culinarie. Vi sono comprese le colture foraggere (prati artificiali) ma non i prati stabili.
212	Seminativi in aree irrigue Colture irrigate stabilmente e periodicamente grazie a un'infrastruttura permanente (canale di irrigazione, rete di drenaggio). La maggior parte di queste colture non potrebbe realizzarsi senza l'apporto artificiale d'acqua. Non vi sono comprese le superfici irrigate sporadicamente.
22	Colture permanenti
221	Vigneti Superfici piantate a vigna
222	Frutteti e frutti minori Impianti Di alberi o arbusti fruttiferi: colture pure o miste di specie produttrici di frutta o alberi da frutto in associazione con superfici stabilmente erbate. I frutteti di meno di 0,5 ha compresi nei Terreni agricoli (prati stabili o seminativi) ritenuti importanti sono da comprendere nella classe 2.4.2. I frutteti con presenza di diverse associazioni di alberi sono da includere in questa classe.
223	Oliveti Superfici piantate a olivo, comprese particelle a coltura mista di olivo e vite.
23	Prati stabili
231	Prati stabili Superfici a copertura erbacea densa a composizione floristica rappresentata principalmente da graminacee, non soggette a rotazione. sono per lo più pascolate ma il foraggio può essere raccolto meccanicamente. Ne fanno parte i prati permanenti e temporanei e le marcite. Sono comprese le aree con siepi. Le colture foraggere (prati artificiali inclusi in brevi rotazioni) sono da classificare come seminativi (2.1.1).



24	Zone agricole eterogenee
241	Colture annuali associate a colture permanenti Colture temporanee (seminativi o prati in associazione con colture permanenti sulla stessa superficie, quando le particelle a frutteto (o altro) comprese nelle colture annuali non associate rappresentano meno del 25% della superficie totale.
242	Sistemi colturali e particellari complessi Mosaico di piccoli appezzamenti con varie colture annuali, prati stabili e colture permanenti, occupanti ciascuno meno del 75% della superficie totale dell'unità. Vi sono compresi gli "orti per pensionati" e simili.
243	Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con spazi naturali Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali (formazioni vegetali naturali, boschi, lande, cespuglieti, bacini d'acqua, rocce nude, ecc.) importanti. Le colture agrarie occupano più del 25 e meno del 75% della superficie totale dell'unità.
<b>3</b>	<b>TERRITORI BOSCATI E AMBIENTI SEMINATURALI</b>
31	Zone boscate
311	Boschi di latifoglie Formazioni vegetali, costituite principalmente da alberi ma anche da cespugli e arbusti, nelle quali dominano le specie forestali a latifoglie. La superficie a latifoglie deve coprire almeno il 75% dell'unità, altrimenti è da classificare bosco misto. N.B.: vi sono compresi i pioppeti e gli eucalitteti.
312	Boschi di conifere Formazioni vegetali costituite principalmente da alberi ma anche da cespugli e arbusti, nelle quali dominano le specie forestali conifere. La superficie a conifere deve coprire almeno il 75% dell'unità, altrimenti è da classificare bosco misto. N.B.: non vi sono comprese le conifere a rapido accrescimento.
313	Boschi misti Formazioni vegetali, costituite principalmente da alberi ma anche da cespugli e arbusti, dove non dominano né le latifoglie, né le conifere.
32	Zone caratterizzate da vegetazione arbustiva e/o erbacea
321	Aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota Aree foraggere a bassa produttività. Sono spesso situate in zone accidentate. Interessano spesso superfici rocciose, roveti e arbusteti. Sulle aree interessate dalla classe non sono di norma presenti limiti di particelle (siepi, muri, recinti).
322	Brughiere e cespuglieti Formazioni vegetali basse e chiuse, composte principalmente di cespugli, arbusti e piante erbacee (eriche, rovi, ginestre dei vari tipi, ecc.). Vi sono comprese le formazioni a pino mugo.
323	Aree a vegetazione sclerofilla



	<p>Ne fanno parte macchie e garighe.</p> <p>Macchie: associazioni vegetali dense composte da numerose specie arbustive miste su terreni silicei acidi in ambiente mediterraneo.</p> <p>Garighe: associazioni cespugliose discontinue delle piattaforme calcaree mediterranee. Sono spesso composte da quercia coccifera, corbezzolo, lavanda, timo, cisto bianco, eccetera.</p> <p>Possano essere presenti rari alberi isolati.</p>
324	<p>Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione</p> <p>Vegetazione arbustiva o erbacea con alberi sparsi.</p> <p>Formazioni che possono derivare dalla degradazione della foresta o da una rinnovazione della stessa per ricolonizzazione di aree non forestali</p>
33	Zone aperte con vegetazione rada o assente
331	<p>Spiagge, dune, sabbie e ciottolami dei greti.</p> <p>Le spiagge, le dune e le distese di sabbia e di ciottoli di ambienti litorali e continentali (più larghe di 20 m), compresi i letti sassosi dei corsi d'acqua a regime torrentizio. Le dune ricoperte di vegetazione (erbacea o legnosa) devono essere classificate nelle voci corrispondenti: boschi (3.1.1, 3.1.2 e 3.1.3), prati (2.3.1) o aree a pascolo naturale (3.2.1).</p>
332	Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti
333	<p>Aree con vegetazione rada</p> <p>Comprende le steppe xerofile, le steppe alofile, le tundre e le aree calanchive in senso lato.</p>
<b>4</b>	<b>ZONE UMIDE</b>
41	<p>Zone umide interne</p> <p>Zone non boscate, saturate parzialmente, temporaneamente o in permanenza da acqua stagnante o corrente.</p>
<b>5</b>	<b>CORPI IDRICI</b>
51	Acque continentali
511	<p>Corsi d'acqua, canali e idrovie</p> <p>Corsi d'acqua naturali o artificiali che servono per il deflusso delle acque. Larghezza minima da considerare: 100 m.</p>
512	<p>Bacini d'acqua</p> <p>Superfici naturali o artificiali coperte da acque.</p>

#### 4.2.1.2 *L'analisi multicriteriale del territorio dell'istituendo Parco*

Qualsiasi processo di analisi territoriale a fini pianificatori dipende, come già evidenziato, dalla possibilità di studiare una molteplicità di informazioni, che necessitano per la loro analisi di uno strumento che permetta di coordinarle e confrontarle. E', infatti, evidente come ad esempio la vocazionalità turistico ricreativa, può variare considerevolmente in funzione della destinazione d'uso del suolo, della presenza o meno di collegamenti con le vie di accesso, in base



alla composizione specifica dei soprassuoli forestali, alla forma di governo, alla maggiore o minore pendenza, ecc..

Per tale motivo, come già evidenziato, si fa ricorso a strumenti come i sistemi informativi territoriali che permettono di costruire delle basi di informazione strettamente legate a quelle che sono le caratteristiche geografiche dei territori in fase di studio.

La valutazione delle differenti vocazionalità passa, invece, attraverso l'acquisizione delle differenti informazioni contenute nel SIT e la loro successiva analisi, impiegando uno strumento di aiuto alle decisioni che possa considerare complessivamente tutte le informazioni, tenendo presente i differenti punti di vista che i gruppi di individui interessati alla gestione di tali risorse possono esprimere ed i vincoli di tipo economico, ecologico ed ambientale, ecc., che possono esistere all'interno dell'area oggetto di indagine.

In questo ambito uno degli strumenti maggiormente impiegati è l'analisi multicriteriale (*Multi Criterial Evaluation*, MCE). Tale strumento permette di tenere contemporaneamente presenti, all'interno dell'analisi, molteplici obiettivi e criteri. Gli obiettivi possono essere considerati come gli scopi, cioè le differenti angolazioni sotto cui è possibile valutare un medesimo problema.

Molto spesso nella pianificazione territoriale ci si trova di fronte a problemi complessi, espressione di esigenze differenti, che scaturiscono dalla necessità di impiegare le medesime risorse per molteplici usi. E' questo il caso dei beni che esplicano una molteplicità di funzioni come, per l'appunto, le risorse naturali, per le quali due o più obiettivi, come ad esempio l'uso turistico dei soprassuoli boscati o il loro uso dal punto di vista produttivo, possono muoversi in direzioni completamente opposte, in quanto un aumento dell'uno comporta per forza di cose, la diminuzione dell'altro.

Pianificare l'uso di tali risorse comporta, pertanto, l'implementazione di modelli di programmazione matematica definiti "multiobiettivo" che cercano di individuare, fra le alternative tecniche gestionali possibili, quella che raggiunge il miglior compromesso nell'uso delle risorse per i diversi obiettivi.



Spesso l'analisi delle risorse persegue, invece, un unico obiettivo, ad esempio la valutazione delle vocazionalità ecologico-ambientali delle risorse presenti in un determinato territorio, ma deve tenere in considerazione numerosi criteri di valutazione che possono influire sulla vocazionalità complessiva. Siamo in questo caso nell'ambito dell'analisi multicriteriale monobiettivo.

La MCE si basa sulla costruzione di opportuni modelli di programmazione matematica e si fonda su una serie di fasi successive, fra le quali fondamentale è l'individuazione dei **criteri**.

I criteri possono essere considerati come qualsiasi aspetto legato ad una determinata alternativa di scelta, che è possibile analizzare, misurare ed inserire all'interno della funzione obiettivo che si intende raggiungere; essi, si suddividono a loro volta in **fattori e vincoli**.

I fattori sono quelle caratteristiche che possono direttamente influire sulla possibilità di implementazione di una determinata alternativa per l'attività oggetto di analisi. Ad esempio nel caso di analisi delle risorse forestali, dal punto di vista produttivo, maggiore è la pendenza, minori saranno le rese e più elevati saranno i costi di utilizzazione, pertanto, i migliori soprassuoli adatti all'implementazione dell'alternativa tecnica studiata, a parità di altre condizioni, saranno quelli collocati in aree a pendenza minore.

I fattori, nei modelli di programmazione matematica prendono il nome di "variabili decisionali" e rappresentano gli elementi da dimensionare, con lo scopo di perseguire gli obiettivi di pianificazione (Bernetti I., 1999).

I criteri possono essere anche espressi sotto forma di vincoli, i quali rappresentano un limite al livello massimo raggiungibile da ogni obiettivo. I vincoli possono essere rappresentati sia da fattori fisici che tecnici, e possono essere di tipo istituzionale-giuridico, di disponibilità, ecc.

Nella pianificazione, i vincoli possono essere espressi anche sotto forma di locuzione logica di tipo booleano, facendo assumere alle aree da escludere dal processo di pianificazione il valore 0, mentre le superfici oggetto di pianificazione assumeranno il valore 1.



Gli approcci maggiormente impiegati nelle valutazioni multicriteriali sono la sovrapposizione booleana (*Boolean Overlay*)<sup>54</sup>, la combinazione pesata lineare (*Weighted Linear Combination*, WLC) e la mediazione pesata ordinale (*Ordered Weighted Averaging*, OWA).

### ***Il modello multidecisionale adottato***

Nella presente ricerca è stato impiegato l'approccio WLC per l'analisi della zonizzazione in base alla vocazionalità reddituale delle colture agricole e per l'analisi della vocazionalità ecologico ambientale delle risorse e, in quest'ultimo caso, è stato proposto anche il confronto con il metodo OWA.

Con la WLC i fattori vengono normalizzati e combinati attraverso le medie pesate, ottenendo, così, una mappa continua di fattibilità che a sua volta può essere trasformata attraverso l'imposizione di vincoli per ottenere infine la rappresentazione della valutazione complessiva.

Questo approccio, al contrario della sovrapposizione booleana, risulta particolarmente indicato nell'implementazione con strumenti GIS che lavorano soprattutto su dati rasterizzati, in cui in ciascuna cella è riportato un valore numerico che, nel caso in questione è compreso tra 1 e 255. Nel processo di analisi non viene seguita una strategia di tipo avverso/propenso al rischio ma, piuttosto, vengono enfatizzati i possibili *tradeoff* fra i differenti criteri inseriti nel modello.

---

<sup>54</sup> Con tale approccio tutti i criteri sono analizzati con **indici logici** di tipo booleano, come AND o OR. La modellizzazione assume carattere logico-qualitativo, dove con tale locuzione si intende il collegamento di un insieme di fatti attraverso regole logiche empiriche, finalizzato all'emissione di giudizi. Questo approccio viene solitamente implementato in sistemi GIS di tipo vettoriale, e permette, a seconda del tipo di operatore impiegato nella formulazione del modello, di implementare processi di valutazione con spiccata avversione/propensione al rischio.



Il modello dell'approccio WLC assume pertanto la forma:

$$S = \sum w_i x_i$$

dove il risultato di  $S$  scaturisce dalla sommatoria dei valori,  $x_i$ , dei fattori  $i$ , moltiplicati per i rispettivi pesi  $w_i$ . Questi ultimi, a loro volta, possono essere considerati come un livello di importanza (priorità) che il decisore attribuisce ad ogni singolo fattore.

Dato che i criteri possono essere espressi in unità di misura differente, si rende necessario normalizzare ogni singolo fattore prima di effettuare la WLC, attraverso la:

$$x_i = \frac{(R_i - R_{\min})}{R_{\max} - R_{\min}}$$

dove  $x_i$  è il fattore  $i$ -esimo ed  $R$  rappresenta il valore del fattore nella propria unità di misura.

Una volta normalizzati i criteri, per implementare la WLC si rende necessario attribuire i pesi agli stessi.

Risulta evidente l'influenza che questi possono avere nel processo di valutazione e, pertanto, come la loro individuazione assume importanza fondamentale nella costruzione del modello. Tale fase, infatti, è una di quelle maggiormente soggetta a distorsioni e può condurre facilmente a risultati errati.

Esistono per tale motivo diversi metodi per l'attribuzione dei pesi ai criteri, il più semplice dei quali consiste nell'attribuire priorità ordinali ai singoli fattori in modo tale che la loro somma corrisponda ad 1.

Una tecnica più sofisticata e che diviene di più facile implementazione, rispecchiando maggiormente il processo logico mentale da parte del decisore, è rappresentata dalla valutazione analitica delle gerarchie (*Analitycal Hierarchy Process*, AHP; Saaty, 1977).

Il metodo si basa sulla costruzione di una matrice di giudizi costruita confrontando a coppie l'importanza relativa attribuita dal decisore ai diversi





obbiettivi. Nella formalizzazione dell'AHP, viene impiegata una scala indicativa dell'intensità di importanza tra due obiettivi che varia fra un minimo di 1 (uguale importanza fra i due obiettivi) e un massimo di 9 (completa priorità di un obiettivo rispetto ad un'altro); i valori intermedi fra 1 e 9 indicano gradi progressivamente crescenti di importanza da "debole" a "assoluta" (Saaty, 1977).

La giustificazione di una simile scala (Fig. 7) è che l'abilità umana di esprimere qualitativamente un giudizio di preferenza fra due obiettivi può essere generalmente limitata a cinque elementi caratterizzati dai seguenti indicatori linguistici: preferenza **uguale** (1), **debole** (3), **forte** (5), **molto forte** (7) **assoluta** (9). I valori intermedi (pari) assicurano una ulteriore (opzionale) possibilità di discriminazione (Bernetti I., 1999).

Figura 7 – Scala dei giudizi di preferenza (Saaty, 1977)

Pairwise Comparison 9 Point Continuous Rating Scale								
1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9
extremely	very strongly	strongly	moderately	equally	moderately	strongly	very strongly	extremely
Less Important					More Important			

Nell'attribuzione dei pesi il decisore effettua una comparazione fra ogni singola coppia di fattori, i giudizi vengono espressi con un valore intero se il primo elemento della coppia domina l'altro e come reciproco nel caso contrario. Si ottiene, pertanto, una matrice quadrata dei giudizi di priorità nella quale si rende necessario determinare solamente il triangolo inferiore sinistro, infatti espressi i giudizi di preferenza gerarchica per questi, la restante parte della matrice viene determinata automaticamente calcolando i reciproci delle precedenti espressioni (Tab. 3)

L'uso della comparazione a coppie possiede, inoltre, il vantaggio di permettere la costruzione di una struttura organizzata per i gruppi di discussione, ognuno esperto/interessato di un particolare aspetto e, di aiutare le



scelte dei gruppi circa l'accordo o il disaccordo riguardante una o più priorità dei criteri e, pertanto, dei relativi pesi.

*Tabella 3 – Matrice dei confronti a coppie*

	Vegetazione	Pendenza	Viabilità	Esposizione
Vegetazione	1			
Pendenza		1		
Viabilità			1	
Esposizione				1

Il risultato dell'implementazione dell'AHP è rappresentato da un vettore di pesi la cui sommatoria è uguale ad uno. Tale vettore viene ottenuto tramite il calcolo dell'autovettore principale della matrice. Inoltre il calcolo dell'autovalore della matrice permette di stimare anche un indice di consistenza, chiamato da Saaty rapporto di consistenza (Saaty, 1977) dato da:

$$CR = \frac{\alpha - n}{n - 1}$$

dove:

$\alpha$  è l'autovalore principale della matrice

$n$  è il numero dei fattori.

Il CR mette in evidenza la presenza all'interno della matrice di valutazioni incongruenti. Saaty afferma infatti che una matrice con un CR superiore a 0,1 deve essere necessariamente rivalutata poiché una o più delle gerarchie dichiarate risultano incongruenti.

#### **4.2.2 L'analisi delle vocazionalità ecologico ambientali**

La gestione e la pianificazione delle aree protette risulta essere particolarmente complessa in quanto, spesso, esse ricoprono territori estremamente ampi, con elevate caratteristiche ambientali, con presenza di



risorse naturali, per le quali vengono esplicitate molteplici domande d'uso per le attività economiche e sociali che possono essere preesistenti all'istituzione del Parco.

In questo ambito si inserisce anche il fatto che le risorse spesso possono sia fornire beni di mercato e sia servizi sociali. Ad esempio, nel caso dei boschi, i beni di mercato si realizzano attraverso il taglio del soprassuolo, mentre i servizi apportati all'ambiente (funzione paesaggistica, funzione idrogeologica, funzione ricreativa, ecc.) si realizzano mediante la conservazione ed il miglioramento di tali aree.

Garantire il mantenimento e l'ottimizzazione della totalità delle funzioni (ecologica, protettiva, produttiva, culturale, turistico-ricreativa, sociale) degli ecosistemi, è l'obiettivo primario indicato dalle più recenti normative di livello sia comunitario che nazionale per le aree protette. Non di meno importante, però, risulta essere l'obiettivo di sviluppo socio-economico per le aree interessate dall'istituzione di un nuovo parco.

E' in quest'ottica che la pianificazione va opportunamente ripensata, ed adeguata alle nuove esigenze dettate dalla diminuzione di richieste dell'uso depauperante delle risorse, a fronte dell'aumento della domanda in servizi sociali (*unpriced*) che esse possono fornire.

In questa direzione si muove uno degli approcci di pianificazione che negli ultimi anni ha avuto un maggiore sviluppo, "...*la Multi Criteria Evaluation, si è sviluppata espressamente con la finalità di affrontare e rappresentare in modo esplicito i conflitti originatesi dall'uso delle risorse ambientali*" (Bernetti I., 2000).

Il problema che nel caso di studio è stato affrontato è quello **dell'individuazione dei siti a maggiore importanza ecologico-ambientale** ricadenti all'interno del territorio interessato dall'istituendo Parco del Vulture.

E' noto come le principali finalità dell'istituzione di riserve e parchi terrestri e marini consistono in:



- a) Conservazione, tutela e ripristino degli ecosistemi naturali;
- b) Conservazione di specie animali e vegetali, con particolare riguardo alle specie endemiche;
- c) Educazione e divulgazione ambientale, effettuate mediante visite libere o guidate su itinerari appositamente tracciati dagli enti gestori delle aree protette;
- d) Fruizione ricreativa turistica;
- e) Promozione sociale, economica e culturale delle popolazioni locali;
- f) Ricerca scientifica.

E' per questo motivo che si è riscontrata la necessità di individuare, all'interno del territorio del parco quelle aree aventi un più alto grado di vocazionalità ecologico-ambientale.

In questo contesto, l'analisi territoriale è stata incentrata sull'individuazione e valutazione di tutti i fattori che possono influire sulla naturalità e peculiarità ecologica dei diversi territori ricadenti nel parco.

Ad esempio, per quanto riguarda le caratteristiche stazionali dei soprassuoli forestali, alcune variabili possono aver influenzato indirettamente il grado di antropizzazione di tali aree, in quanto l'uomo ha influito in minor misura, con l'azione di disboscamento per fini agricoli, in quelle aree dove, pendenze, accidentalità, risultavano essere particolarmente elevate a fronte di una fertilità modesta, consentendo, pertanto, una maggiore conservazione di biotopi e di paesaggi nel tempo, senza le devastanti alterazioni apportate dall'azione dell'uomo.



A queste se ne aggiungono altre, dipendenti dalla più o meno facile raggiungibilità con i mezzi di trasporto delle differenti aree o dalla presenza quindi di *commodities*, ed altri fattori che potessero esercitare un fattore di attrazione per gli individui.

E' evidente che tali fattori possono avere effetti sia negativi sia positivi sull'area in riferimento alla loro importanza dal punto di vista ecologico-ambientale, ma è anche vero che tale attitudine varia sensibilmente da area ad area in riferimento alla tipologia di risorsa naturale e, pertanto, in funzione della/e domanda/e dei singoli individui.

Risulta evidente come si debbano prendere in considerazione tutte queste variabili per determinare l'importanza ecologico ambientale del territorio. Questo è stato appunto l'obiettivo della presente analisi, che è stata svolta impiegando i dati inseriti nel SIT precedentemente predisposto ed, utilizzando un modello di analisi multicriteriale in modo da poter tenere in conto sia le variabili e le caratteristiche geografiche e selvicolturali e sia variabili prettamente economiche.

L'uso della programmazione multicriteriale come strumento di aiuto alle decisioni, si è dimostrata, in questo contesto, particolarmente adatta agli scopi preposti, rendendo agevole l'analisi dell'influenza dei diversi fattori nella determinazione delle vocazionalità ecologico-ambientale dei soprassuoli dell'istituendo Parco del Vulture.

L'attribuzione dei pesi ai singoli fattori insieme all'individuazione dei vincoli, ha permesso l'applicazione di un modello multidecisionale che simula il comportamento dei differenti gruppi di interesse nel processo di valutazione.

Tale valutazione, ha contribuito a rendere maggiormente attinente alla realtà l'analisi condotta, permettendo di giungere all'individuazione delle aree maggiormente vocate secondo una precisa classificazione e dando la possibilità potenziale di confrontare i benefici indotti dalle aree individuate, con i costi di massima necessari per rinaturalizzare e proteggere le aree a maggiore naturalità.



#### 4.2.2.1 *Siti di interesse comunitario (SIC) e zone a protezione speciale (ZPS) compresi nell'istituendo Parco regionale del Vulture*

Il perimetro del costituendo Parco del Vulture, ingloba al suo interno tre aree già riconosciute come Siti di Importanza Comunitaria (SIC), ai sensi della Direttiva 92/43/CEE, avente come oggetto la “*conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatica*”.

Tali aree corrispondono alla Riserva statale di Grotticelle (Rionero in Vulture), il Monte Vulture comprendente anche la Riserva naturale regionale del Lago Piccolo di Monticchio ed infine l'area del Monte Paratiello.

Dei tre siti, sia il Monte Vulture che il Monte Paratiello, sono state individuate anche come Zone a Protezione Speciale (ZPS) ai sensi della Direttiva 79/409/CEE avente come oggetto la “*conservazione degli uccelli selvatici*”.

##### *Il Monte Vulture*

Riconosciuto nell'agosto del 1999, presenta una superficie di 1.753 ettari, interessa l'intero perimetro del Monte Vulture, comprendendo al suo interno anche la riserva naturale regionale del Lago Piccolo di Monticchio.

Quest'ultima è stata istituita con DPGR 1183 nell'agosto del 1984, presenta un'estensione di 187 ettari ed è gestita dal Corpo Forestale dello Stato.

Si tratta di uno specchio d'acqua che occupa il cratere del cono vulcanico del Vulture, nelle cui acque sostano dall'autunno alla primavera migliaia di folaghe ed anatidi.

Alle pendici del monte, invece, nidificano il falco pellegrino, il nibbio bruno, la poiana ed il ghebbio.

Dal punto di vista vegetazionale, sono presenti faggi, abeti bianchi, castagni, cerri e pini.

Caratteristica in quest'area è la distribuzione altimetrica delle cenosi forestali, che presentano una distribuzione anomala: a seguito dell'inversione termica il faggio si ritrova al livello del lago, mentre il leccio occupa la fascia



superiore, offrendo uno spettacolare paesaggio soprattutto nel periodo autunnale.

#### *Grotticelle*

Area di notevole interesse scientifico, presenta nella flora e nell'entomofauna aspetti ed elementi asiatico-balcanici.

Si estende per 209 ettari lungo le pendici sud occidentali del Monte Vulture in prossimità delle sorgenti minerali. È stata istituita nel 1971 ed è gestita dal Corpo Forestale.

In quest'area il ricercatore Federico Hartig, individuò un lepidottero, *la farfalla volturina*, fino ad allora segnalata solo in Svizzera e nel 1963 scoprì la ben più nota *Acanthobrahmaea europea*, il più noto e ricercato lepidottero endemico italiano che si riteneva estinta in Europa da almeno 300 milioni di anni, la cui presenza è associata a quella del *Fraxinus oxycarpa*, e che vive solo in Basilicata.

Di grande interesse anche le formazioni forestali dell'area, che rappresentano un lembo residuo di quelle che un tempo coprivano l'intera regione Calabro-Lucana, caratterizzate dalla presenza di specie dell'Europa Sud-Orientale.

#### *Monte Paratiello*

Interessa una consistente area (1.138 ettari) della zona nord occidentale del comune di Muro Lucano, corrispondente all'omonimo rilievo montuoso.

Dal punto di vista vegetazionale superiormente ai 1.000 m di quota, si incontrano boschi in cui predomina il faggio, mentre inferiormente si incontrano boschi di cerro e boschi misti latifoglie mesofile e mesotermofile come il carpino nero, il frassino maggiore, il nocciolo ecc.



#### 4.2.2.2 *La valutazione delle vocazionalità ecologico-ambientale dei territori dell'istituendo parco del Vulture*

Come esposto in precedenza, passo fondamentale nell'implementazione della valutazione multicriteriale è sicuramente rappresentato dall'individuazione di tutti i fattori ed i vincoli che possono in qualche modo influenzare l'individuazione delle aree a maggiore vocazione ecologico-ambientale.

E' stato già evidenziato come, in questo caso, le variabili che possono avere influenza su tale scelta possono essere molteplici, ma, nel contesto dell'istituendo Parco Regionale del Vulture i principali fattori sono risultati essere l'uso del suolo, la pendenza e l'accessibilità ai luoghi (Tab. 4).

*Tabella 4- Fattori e vincoli della WLC*

<b>Fattori</b>	Uso del suolo	<i>Centri urbani Aree industriali Aree agricole Boschi e pascoli Aree degradate Fiumi Laghi Fiumare</i>
	Pendenze	<i>%</i>
<b>Vincoli</b>	Viabilità	<i>Strade Ferrovie</i>
	Uso del suolo	<i>Centri urbani Aree industriali</i>

A questi bisogna aggiungere inoltre, i vincoli che possiamo definire come "strutturali", in quanto vanno a delimitare le aree sulle quali i diversi fattori vengono analizzati. Tali vincoli in sostanza eliminano dalla valutazione tutte le aree non ricadenti in aree considerate valide dal punto di vista ecologico (territorio boscato, ambienti seminaturali, aree agricole), come ad esempio le aree urbanizzate, le aree industriali, le strade, le ferrovie, ecc.





I vincoli vengono impostati utilizzando degli indicatori di tipo booleano che conducono, in ultima analisi, a far assumere alle aree non adatte, (che bisogna escludere dalla valutazione), il valore 0 e ai suoli adatti il valore 1.

E' utile ricordare che, sia i vincoli che i fattori sono dei criteri, ognuno inserito nel Sistema Informativo con la sua propria identità ed unità di misura e, pertanto, prima di effettuare la WLC vera e propria si rende necessario operare alla loro normalizzazione. Tale operazione consiste nell'attribuzione di un valore numerico (pesato) ai vari fattori; tale valore rientra in un *range* compreso tra 0 e 255 in funzione rispettivamente della minore o maggiore importanza dei fattori: al valore 0 corrispondono siti "*unsuitable*" (non vocati) e a valore 255 corrispondono siti "*very high suitable*" (estremamente vocati).

Una volta normalizzati i criteri si è proceduto con l'attribuzione dei pesi. Come si vedrà in seguito, in questa fase ogni singolo macrofattore è stato a sua volta sottoposto a valutazione multicriteriale attraverso la suddivisione in altri fattori elementari, a cui a loro volta è stato attribuito un grado di importanza, al fine di effettuare un ordinamento per priorità, per calcolarne infine il relativo vettore dei pesi.

Nell'attribuzione dei livelli di importanza, sia per i macrofattori che per i fattori elementari ad essi appartenenti, è stato utilizzato l'approccio AHP (*Analitycal Hierarchy Process*), simulando il comportamento dei possibili fruitori attraverso la determinazione delle preferenze.

Stimato il vettore dei pesi è stata effettuata la *Weighted Linear Combination* (WLC) finale, il cui risultato complessivo è rappresentato da una serie di mappature continue dove ogni singolo macrofattore viene descritto attraverso un continuo grado di propensione delle singole aree secondo i parametri individuati. Quindi, nel caso in esame, avranno valori maggiori tutti quei siti che hanno una maggiore propensione o, più semplicemente, che sono più adatti per le loro caratteristiche ecologico-ambientali.

Una volta ottenuta l'elaborazione multicriteriale, si sono calcolate le aree.



### ***L'individuazione dei fattori***

Come già detto, i fattori inseriti nella WLC per il territorio dell'Istituendo Parco Regionale sono stati diversi. Nei paragrafi che seguono verrà illustrato il procedimento adottato nella valutazione di ognuno di essi, sulla base di preferenze espresse dal decisore pubblico.

#### ***a) Il fattore "uso del suolo"***

L'apprezzamento per un determinato territorio dipende da una molteplicità di fattori sia ecologici, intesi questi ultimi come stato di evoluzione, naturalità dei soprassuoli sia paesaggistici dove la discontinuità e la variabilità del paesaggio sono maggiormente apprezzate, sia economici. Sulla base di tali informazioni è stato possibile procedere all'identificazione della gerarchia delle preferenze.

Dato che lo scopo dell'analisi è stato quello di individuare le aree aventi particolari caratteristiche ecologico-ambientali, sono state effettuate delle comparazioni e delle valutazioni tenendo conto di tali caratteristiche.

Sulla base di tale analisi, che qui definiremo come "valutazione delle diverse tipologie di uso del suolo", sono stati individuati 6 fattori principali e le principali componenti di ciascun fattore:

*Tabella 5 - Fattori e componenti della WLC*

	<b>Fattori</b>	<b>Componenti</b>
<b>Uso del suolo</b>	<i>Centri urbani</i>	Tessuto urbano continuo Tessuto urbano discontinuo
	<i>Aree industriali</i>	Aree industriali o commerciali
	<i>Aree agricole</i>	Seminativi Vigneti Frutteti Oliveti Sistemi colturali misti
	<i>Boschi e pascoli</i>	Boschi di latifogli e di conifere Aree a pascolo naturale e praterie Brughiere e cespuglietti Aree a vegetazione sclerofilla
	<i>Aree degradate</i>	Rocce nude Aree a vegetazione rada
	<i>Fiumare</i>	Sabbie e ciottolate dei greti



Sono stati quindi implementati, come vedremo, uno per uno, tutti i fattori sopra riportati, da cui si è ottenuta una serie di informazioni circa l'importanza ecologica per tipologia di uso del suolo.

**1) Centri urbani (cod. 111):** rivestono importanza ecologica-ambientale minima in prossimità di essi e crescente fino a raggiungere il valore massimo a 5 Km di distanza da essi; **oltre tale distanza il valore resta massimo e costante.** Infatti, nelle immediate vicinanze dei centri abitati troviamo una bassa naturalità dovuta proprio all'impatto dell'azione antropica sul territorio. La naturalità, quindi, assume un valore minimo in corrispondenza delle aree urbane e, cresce allontanandosi da esse fino ad una distanza stimata in 5 Km, oltre la quale assume un valore massimo e costante in quanto non sembra subire l'influenza dei centri abitati. Una volta individuate le aree urbane si è calcolata prima la distanza dai centri urbani (a) e poi si è assegnato un valore crescente allontanandosi da essi. La scala di valori utilizzata è compresa tra 0 e 255 (b).

**2) Aree industriali ed estrattive (codd. 121-131):** si è utilizzata la stessa metodologia adottata per i centri urbani, in quanto anch'essi, intesi come fattori, hanno un'importanza nulla in vicinanza all'area e crescente al crescere della distanza, fino ad un limite massimo stabilito in 5 Km, oltre il quale si assume che tutti i siti assumono il valore costante massimo poiché non subiscono alcuna l'influenza dalle aree industriali, a meno che non ci si trovi in corrispondenza di un altro centro industriale per cui vengono interpolati i valori corrispondenti.

**3) Le aree agricole (codd. 211-212-213-221-222-223-231-241-242-243)** rivestono un interesse limitato dal punto di vista ecologico, inteso quest'ultimo, come diversità di specie e numero. In effetti non tutte le tipologie colturali assumono interesse ecologico ambientale: ad esempio mentre dal punto di vista idrogeologico possono assumere maggiore importanza le colture



poliennali rispetto a quelle annuali, dal punto di vista faunistico la monocoltura assume scarsa importanza, mentre hanno grande valore la variabilità colturale, la presenza di siepi, i corridoi ecologici, ecc., alcune colture, infine, possono assumere importanza paesaggistico ricreativa, in quanto tipiche di un determinato territorio: è questo il caso dei vigneti e degli uliveti nel Vulture. Per tenere conto di tale variabilità, è stata effettuata un'analisi pesata, in modo tale da attribuire il giusto grado di importanza alle diverse tipologie colturali. Il principio seguito è stato quello di privilegiare le colture poliennali ritenute "ecologicamente più valide" rispetto alle colture annuali dal punto di vista idrogeologico, di favorire le colture arboree (uliveti, vigneti e frutteti) rispetto alle colture erbacee dal punto di vista paesaggistico, di pesare maggiormente le tipologie colturali che normalmente coprono superfici ridotte rispetto alla monocoltura estensiva per l'importanza faunistica; di dare un peso minore alle colture orticole intensive in quanto possono favorire un maggiore apporto di sostanze chimiche dovute ai trattamenti fitosanitari.

Le classi individuate sono:

- Seminativi irrigui e non (211-212);
- Vigneti (221);
- Frutteti (222);
- Uliveti (223);
- Prati stabili (231);
- Colture miste (241-242-243).

Per tali aree è stato effettuato un confronto a coppie attribuendo così la gerarchia delle preferenze attraverso la stima del vettore di pesi normalizzato. Tramite la matrice delle preferenze gerarchiche (AHP) sono stati calcolati l'autovettore per la determinazione dei pesi normalizzati e l'autovalore per la determinazione dell'indice di consistenza delle gerarchie (Tab. 5). La matrice fornisce un'indicazione delle preferenze assegnate ad ogni coppia di fattori: la lettura va effettuata confrontando i fattori nelle righe rispetto a quelli riportati in colonna.



Tabella 5 - Comparazione a coppie tra le classi

<i>Codice</i>	<i>Tipologia</i>	<i>Semina</i>	<i>Vigneti</i>	<i>Frutteti</i>	<i>Uliveti</i>	<i>Prati stabili</i>	<i>Colture miste</i>
211-212	<i>Seminativi</i>	1					
221	<i>Vigneti</i>	3	1				
222	<i>Frutteti</i>	2	1/3	1			
223	<i>Uliveti</i>	5	3	3	1		
231	<i>Prati stabili</i>	9	3	3	3	1	
2421-242-243	<i>Colture miste</i>	7	3	3	1	1/3	1

Come è possibile vedere dalla tabella 6 il peso più alto è stato attribuito ai prati permanenti, in quanto trattasi di una coltura poliennale e soprattutto di una coltura polispecifica dove proprio il maggiore numero di specie presenti in consociazione, conferisce a questa coltura il più alto grado ecologico.

Tabella 6 – Vettore dei pesi e CR per le aree agricole

The eigenvector of weights is :

211-212 : 0.0343  
 221 : 0.1081  
 222 : 0.0692  
 223 : 0.1958  
 231 : 0.3859  
 241-242-243 : 0.2066

Consistency ratio = 0.05  
 Consistency is acceptable.

Il valore ottenuto è stato successivamente normalizzato su base 255 allo scopo di renderlo utilizzabile nella successiva implementazione del modello multicriteriale di valutazione. La normalizzazione è stata effettuata attribuendo il valore più alto (255) alla tipologia con peso più alto (231, prati stabili) e le altre decrescenti proporzionalmente sulla base dell'importanza relativa dei pesi emersi dalla valutazione.



I risultati della valutazione sono raffigurati sinteticamente nella figura 9, che rappresenta una mappatura continua delle vocazionalità ecologico-ambientali delle aree agricole.

4) *I Territori boscati e gli ambienti seminaturali* (311-312-313-321-322-323) rivestono una notevole importanza dal punto di vista ecologico-ambientale, perchè, è proprio in tali luoghi che si verifica il maggior numero di interazioni tra animali, piante e suolo. Non a caso è proprio nei boschi e nelle aree naturali che si rinvergono il maggior numero di specie e, quindi, di rapporti intra/interspecifici.

Vi è da aggiungere che l'area considerata in questa analisi è un'area particolarmente significativa dal punto di vista forestale, tanto che la Regione Basilicata ha avanzato una proposta di perimetrazione di un parco Regionale nell'area del Vulture allo scopo di conservare, promuovere e valorizzare i siti presenti in tali aree. Non a caso nell'area individuata sono individuati tre Siti di Interesse Comunitario (SIC) (Monte Vulture, Monte Paratiello e Riserva di Grotticelle) di cui due sono anche zone a protezione speciale. Anche in questo caso, come nel precedente, si è proceduto attraverso l'attribuzione dei pesi alle varie tipologie. In particolare si è fatta una distinzione di priorità gerarchiche considerando i Boschi e i pascoli (Fig. 10) assegnando a questi ultimi un'importanza gerarchica inferiore rispetto ai soprassuoli forestali, in quanto viene considerato minore l'apporto che i pascoli possono fornire in merito alle variabili esposte in precedenza e considerate indicatori di valenza ecologica.

5) *Le aree degradate* (332-333) sono state individuate dalla digitalizzazione dell'uso del suolo e sono state implementate separatamente nell'analisi multicriteriale onde distinguerle dai "limitrofi" territori boscati. Tali aree, seppur presentando un minor numero di specie e, quindi, di interazioni tra di esse, presentano comunque biotopi derivanti o da successioni regressive, come ad esempio superfici percorse dal fuoco, o biotopi con



successione secondaria come ad esempio la riconquista, da parte del bosco, di superfici agricole abbandonate. La situazione si presenta differente per le superfici rocciose, aree in cui troviamo un limitato numero di specie che qui definiremo “*caratteristiche*” di tali luoghi. Anche in questo caso si è proceduto all’attribuzione di importanza relativa ai due fattori elementari, in funzione del potenziale apporto della valenza ecologico ambientale ad essi attribuita.

6) *Le fiumare* (331) rappresentano un luogo di particolare importanza ecologico-ambientale, dove si rinvengono *habitat* di particolari specie autoctone. In questo fattore sono state in particolare considerate le fiumare di Atella e di Muro Lucano, poiché in questi particolari luoghi è stata segnalata la presenza della Lontra (*Lutra Lutra*) un mammifero acquatico in estinzione, presente solo in pochi siti del mezzogiorno. La Basilicata è l’unica regione in cui il carnivoro è ancora diffuso e, in particolare, è stato individuato nelle aree subito a ridosso degli alvei, per una fascia perimetrale, che rappresenta di solito l’areale preferito da specie. A tale fattore è stato, pertanto, attribuito un valore massimo in prossimità dei letti delle fiumare e un valore che decresce allontanandosi fino ad arrivare ad un valore nullo a 500 metri di distanza.

#### ***b) Il fattore “pendenza dei soprassuoli”***

La pendenza è un fattore influente per ciò che concerne l’individuazione delle aree a particolare vocazionalità ecologico-ambientale, perché dall’entità della copertura del suolo e dalla maggiore/minore pendenza dipende la funzione di regimazione delle acque piovane e il rischio di erosione dei suoli. Nel caso in esame sono state considerate cinque classi con valore crescente all’aumentare della pendenza, in quanto si è considerato che, a parità di copertura del terreno e composizione pedologica dei suoli, a pendenze più elevate maggiore è il rischio ecologico e, pertanto, l’importanza ambientale dei territori (Tab. 7). Questo perché le pendenze influiscono circa gli impatti antropici sul territorio in quanto, dove maggiori sono le pendenze, maggiore è il grado di accidentalità e di conseguenza minore è l’impatto antropico; nel



caso che stiamo considerando daremo un valore maggiore a valori di pendenza alti e valori decrescenti al diminuire della pendenza (Fig. 11)

*Tabella 7 - Valori attribuiti alle pendenze*

<b>Valore pendenza</b>	<b>Valore attribuito</b>
< 5°	26
5-10°	77
10-15°	128
15-30°	204
> 30°	255

### ***c) Il fattore “idrografia”***

L'idrografia è un elemento importante per ciò che concerne l'ecologia di un luogo in quanto, in prossimità dei corsi d'acqua, possono risultare maggiori le interazioni fra le diverse componenti ecosistemiche. tale fatto inoltre, risulta avere maggiore importanza quanto meno accentuato si manifesta il carattere torrentizio del corso d'acqua e quanto più stabile risulta l'interazione fra le diverse componenti. Nell'area in esame si è, pertanto, attribuito una maggiore importanza ai siti in prossimità dei fiumi di maggiori dimensioni e dei laghi.

1) *I Fiumi* rappresentano un sistema più complesso rispetto alle altre aree naturali, in quanto la presenza dell'acqua comporta l'esistenza di un notevole numero di specie animali e vegetali, comprendendo, in tale ambiente, sia specie terrestri sia specie acquatiche. Tale influenza, però, diminuisce allontanandosi dai letti dei fiumi fino ad attenuarsi sensibilmente per distanze superiori ai 100 metri dalla localizzazione del corso d'acqua.

In questo caso, nell'implementazione effettuata, è stato attribuito un valore maggiore in prossimità degli alvei e valori decrescenti allontanandosi da essi, fino ad assumere valore nullo oltre i 100 metri di distanza dal letto dei fiumi (Fig. 12).





2) I due *Laghi* presenti nell'area sono il lago Piccolo e il lago Grande. Si tratta sicuramente di ambienti dalla rilevante valenza ecologica, che offrono possibilità di interazione a numerose specie sia di ambiente acquatico che di ambiente terrestre. Come nel caso dei fiumi, si tratta di un sistema complesso dato dalla presenza di un sistema acquatico limitrofo ad un sistema terrestre. Al fattore "laghi" è stato attribuito il valore più alto in prossimità di essi e valori decrescenti allontanandosi dal loro perimetro, fino ad assumere valore nullo ad 1 Km di distanza.

#### ***d) Fattore Siti di Interesse Comunitario (SIC)***

L'individuazione e l'inserimento nell'area in esame delle aree SIC (Fig. 13), è importante poiché tali aree, individuate con la Direttiva Comunitaria 92/43/CEE avente come oggetto la conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatica, rappresentano luoghi di rilevante importanza dal punto di vista ecologico-ambientale.

Le aree Sic sono state, quindi, individuate e implementate nell'analisi multicriteria ed è stato loro attribuito il massimo valore (255).

#### ***I Vincoli***

I vincoli servono a limitare i campi di valutazione prima considerate. Ad esempio, nella valutazione dell'importanza ecologica dei territori del Parco, sicuramente saranno da escludere, fra le aree oggetto di analisi, quelle occupate dai siti urbani ed industriali. A queste vengono sommate inoltre anche le aree di insidenza delle vie di comunicazioni, siano esse strade principali o ferrovie, in quanto si tratta di fattori di rilevante importanza poiché influenzano negativamente la naturalità del territorio. Nell'analisi effettuata, tali aree sono stati considerate come vincoli, in quanto fungono proprio da barriere alle relazioni ecosistemiche (Fig. 14).



Nella caso di studio, i vincoli sono espressi in forma booleana, secondo cui le aree escluse dalla valutazione assumono valore 0 e le aree incluse assumono valore 1.

### ***Il modello di analisi multicriteriale***

Effettuate le valutazioni multicriteriali per i singoli fattori e i vincoli, il passo successivo è consistito nell'implementare le singole valutazioni all'interno del modello multicriteriale finale, al fine di valutare complessivamente i macrofattori scelti. Anche in questo caso è stato necessario attribuire un vettore di pesi agli stessi, onde ponderare l'importanza gerarchica delle differenti variabili influenti sulle qualità ecologico-ambientali dei territori analizzati. A tal fine si è nuovamente fatto riferimento all'importanza che i decisori hanno attribuito alle variabili influenti sulle diverse aree. Tramite l'approccio dell'AHP è stata implementata la matrice per l'analisi gerarchica delle preferenze (Tab. 8).

Come è possibile notare, è stata espressa una netta predilezione per le aree protette (SIC), poiché si tratta di siti con particolare valore naturalistico, e per le fiumare ed i laghi che rivestono una notevole importanza ecologica in quanto sede di particolari specie endemiche. Leggermente inferiore il peso attribuito ai boschi nei confronti dei precedenti fattori, ma sensibilmente superiore agli altri.



Tabella 8 – AHP per la WLC della qualità ecologico-ambientale

Fattori	Boschi	Aree agricole	Aree degradate	Idrografia	Laghi	pendenze	Centri urbani	Aree industriali	fiumare	SIC
Boschi	1									
Aree agricole	1/3	1								
Aree degradate	1/3	3	1							
Idrografia	1/3	3	5	1						
Laghi	1	5	3	3	1					
Pendenze	1/7	1	1/3	1/3	1/5	1				
Centri urbani	1/5	1	1	1/3	1/5	1	1			
Aree industriali	1/5	1	1	1/3	1/5	1	1	1		
Fiumare	1	5	3	3	3	7	3	3	1	
SIC	3	9	7	7	3	9	5	5	3	1

Tramite la matrice delle gerarchie delle preferenze è stato stimato il vettore di pesi normalizzato, che è servito successivamente per impostare la definitiva analisi della vocazionalità ecologico-ambientale dei soprassuoli dell'istituendo Parco Regionale del Vulture (Tab. 9).

Tabella 9 - Vettore dei pesi e RC della WCL finale

Fattori	Vettore di pesi
Boschi	0.1475
Aree agricole	0.0293
Aree degradate	0.0461
Idrografia	0.0885
Laghi	0.1378
Pendenze	0.0258
Centri urbani	0.0349
Aree industriali	0.0349
fiumare	0.1659
SIC	0.2893
<b>Indice di consistenza = 0.05</b>	

In questo caso particolare la valutazione finale delle vocazionalità ecologico-ambientali è stata condotta seguendo due approcci differenti. Nel primo caso si è fatto riferimento all'approccio della combinazione lineare pesata (WLC), già impiegato nelle due precedenti valutazioni. Si ricorda a tal proposito che la WLC fornisce un'interpretazione del percorso valutativo



decisionale, in modo tale che venga individuata la soluzione di miglior compromesso fra la combinazione pesata lineare dei diversi fattori. In questo caso il peso di alcuni fattori viene mitigato dalla presenza degli altri.

Il secondo approccio, chiamato mediazione ordinale pesata (*Ordered Weighted Averaging, OWA*), fa, invece, espressamente riferimento al fatto che, nonostante l'interazione dei diversi fattori computata sulla base delle rispettive priorità determinate con l'AHP, potrebbe essere utile "forzare" l'importanza di uno di essi in modo tale che venga attribuito una scala ordinale di importanza agli stessi. Pertanto, in questo ultimo caso, le gerarchie di preferenza definite sulla base dell'approccio AHP vengono mediate con un vettore ordinale di pesi, la cui somma corrisponde all'unità. Nella valutazione delle vocazionalità ecologico ambientali dei territori del Parco del Vulture, questo secondo approccio sembra particolarmente interessante, al fine di valutare maggiormente alcune situazioni di fatto, come ad esempio i SIC, il cui valore ambientale verrebbe altrimenti mitigato con l'approccio WLC.

A titolo di esempio si propongono i risultati di ambedue gli approcci in modo tale da evidenziare le differenze nella valutazione finale.

### ***L'approccio WLC alla valutazione delle vocazionalità ecologico ambientali***

L'implementazione dei pesi nel modello multicriteriale ha permesso di ottenere, tramite la WLC, una mappa della vocazionalità ecologica dei soprassuoli. Per ogni singola area è stato, pertanto, stimato il relativo valore di vocazionalità variabile in un *range* compreso tra 0 e 255: a valori più elevati corrispondono naturalmente siti maggiormente vocati dal punto di vista ecologico ambientale.

Al fine di proporre una migliore lettura della mappa si è implementato una tematizzazione attraverso l'individuazione di 7 *range* di vocazionalità, per i



quali al *range* numerico risultante dall'analisi MCE corrispondono altrettanti attributi verbali di vocazionalità (Fig. 15 e Tab.10)

*Tabella 10 - Vocazionalità delle aree dell'Istituendo Parco*

<b>Denominazione</b>	<b>Intervallo di valore</b>	<b>Superficie (ha)</b>	<b>% / Totale</b>
Estremamente non adatto	0	2.896	5.72
Non adatto	0-25	13.039	25.73
Poco adatto	25-50	12.497	24.66
Moderatamente adatto	50-75	16.974	33.50
Adatto	75-100	1.825	3.60
Molto adatto	100-125	3.191	6.30
Estremamente adatto	125-255	247	0.49
<b>Totale</b>		<b>50.672</b>	<b>100</b>

Come si può facilmente notare, sulla base di tale approccio le aree più vocate, rappresentate nella legenda di figura 15 dalle aree “adatte”, “molto adatte” ed “estremamente adatte”, rappresentano poco più del 10% della superficie dell'intero Parco (5.265 ha). Tali aree, infatti, sono concentrate in prossimità dei laghi e dei fiumi, in prossimità della fiumara di Atella e di Muro Lucano e, infine, in prossimità delle aree SIC. E' da evidenziare che alla classe con la più elevata valenza ecologico ambientale, corrisponde solo lo 0,5% dell'intero territorio, rimanendo escluse da tale classe anche buona parte del territorio individuato nelle aree SIC.

Tale distribuzione dipende, come già detto, dai fattori e dai vincoli che fanno parte nell'analisi e dall'effetto di compromesso fra i fattori che tale approccio impone sulla base delle priorità determinate con la AHP.

Dall'immagine si nota solo una piccola area, definita “estremamente adatta”, in prossimità dei laghi del monte Vulture (Lago Piccolo e Lago Grande); tale area è particolarmente vocata poiché è solo in questo sito che troviamo insieme fattori, aree SIC e boschi, che hanno un peso maggiore nella determinazione dei siti maggiormente vocati ai fini ecologico-ambientali.



### ***Il confronto con l'approccio OWA***

In seguito è stato implementato una seconda metodologia di analisi multicriteriale, l'*Ordered Weighted Averaging* (OWA). Questa tecnica, più completa della WLC, è utilizzata con fattori che sono stati normalizzati in una scala continua di "adattabilità", ad essi viene attribuito un livello gerarchico di importanza mediato fra i risultati dell'attribuzione AHP ed una scala ordinale di importanza relativa, costituita da un secondo **set** di pesi, "l'*Order Weight*" (Tab. 24).

E' interessante notare, come sia possibile attraverso tale metodo proporre un processo decisionale differenziato a seconda delle preferenze del decisore e della sua maggiore/minore propensione al rischio. A titolo d'esempio si riportano quattro ordinamenti di pesi, determinati in modo tale da avere una buona idea circa l'andamento dell'area decisionale (Tab. 11 e Fig. 16)

*Tabella 11 - Vettore dei pesi e OWA*

<i>Fattori</i>	<i>Vettore di pesi</i>	<i>Ordinamento dei pesi</i>			<i>OWA</i>
		<i>Avversione al rischio</i>	<i>Propensione al rischio</i>	<i>Massimo compromesso (WLC)</i>	
		<i>No tradeoff</i>			
Pendenze	0.0258	1	0	0.1	0.05
Aree agricole	0.0293	0	0	0.1	0.05
Centri urbani	0.0349	0	0	0.1	0.05
Aree industriali	0.0349	0	0	0.1	0.05
Aree degradate	0.0461	0	0	0.1	0.05
Idrografia	0.0885	0	0	0.1	0.05
Laghi	0.1378	0	0	0.1	0.10
Boschi	0.1475	0	0	0.1	0.15
fiumare	0.1659	0	0	0.1	0.20
SIC	0.2893	0	1	0.1	0.25
<b>Totale</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>

Questo permetterà di analizzare il controllo del livello totale di *tradeoff* tra i fattori e del livello di rischio nella determinazione dei siti vocati.

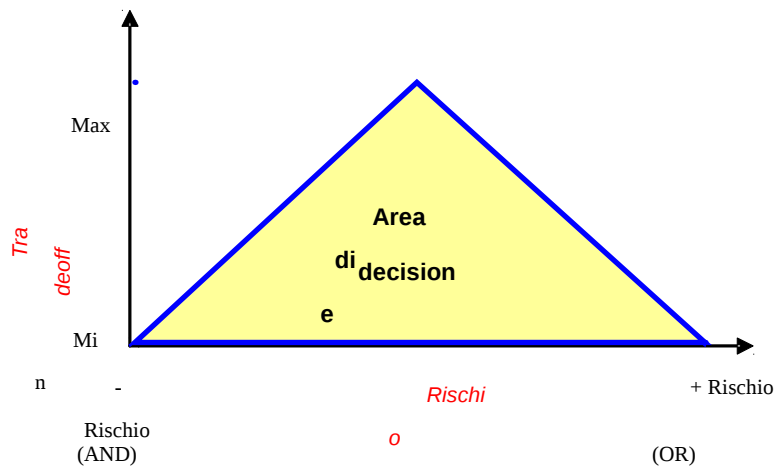


Attraverso l'OWA sarà possibile controllare la posizione, in termini di rischio, dell'analisi multicriteriale sia lungo l'asse dei *rischi*, sia lungo l'asse dei *tradeoff*. Tale controllo, permetterà di stabilire il livello di rischio che si vuole assumere nell'analisi multicriteriale e il grado con il quale il peso dei fattori influenzerà l'analisi finale.

Il controllo circa il grado di rischio e di *tradeoff* è, quindi, possibile attraverso l'attribuzione di un vettore dei pesi ordinale attraverso il quale è possibile modificare il grado di influenza dei vari fattori nella procedura di aggregazione.

Nelle figure precedenti ad esempio vengono illustrate le opzioni di valutazione sulla base dell'approccio WLC (Fig. 9), che corrisponde all'implementazione di *tradeoff* fra i fattori sulla base delle gerarchie di priorità attribuite con la AHP, e l'approccio di valutazione per un decisore con propensione al rischio (Fig. 17) per il quale qualsiasi porzione di territorio avrà valenza ecologico ambientale massima a condizione che uno qualsiasi dei fattori importanti sia presente. In questo caso le aree a bassa vocazionalità saranno quelle porzioni di territorio dove tutti i fattori considerati assumono un punteggio molto basso. Come è possibile notare, tale approccio valutativo non discrimina le aree fra quelle a reale valenza ecologica elevata e le altre, infatti in caso quasi tutto il territorio del Parco assume massima vocazionalità ecologica avendo ognuna di queste aree almeno uno dei fattori considerati con valore elevato.

*Figura 16 – Area di decisione nell'analisi multicriteriale*



L'approccio OWA, invece, mostra una migliore corrispondenza nella determinazione delle vocazionalità rispetto alla realtà del Parco.

Infatti, com'è possibile osservare, attraverso tale approccio, non solo aumentano le aree estremamente vocate includendo in tale classe le tre aree SIC e le fiumare, ma anche le migliori superfici boscate, quelle presentanti un maggiore grado di naturalità e soprattutto in condizioni di forte pendenza entrano, in questo caso nella classe "molto vocate" (Fig. 18).

In questo caso il territorio del Parco si dimostra particolarmente predisposto all'istituzione del regime di tutela, infatti, oltre il 70% del suo territorio risulta essere inserito nelle prime tre classi di vocazionalità ecologico ambientale (Tab. 12).

Tabella 12 – Vocazionalità delle aree nell'istituendo Parco (approccio OWA)





Tab. 25 – Vocazionalità delle aree nell'istituendo Parco (**approccio OWA**)

	Range	Caso1 Superficie (ha)	%	Caso2 Superfici e (ha)	%	WLC Superficie (ha)	%	OWA Superficie (ha)	%
Estremamente non adatto	0	50.672	<b>100</b>	2.897	<b>5.7</b>	2.898	<b>5.7</b>	2.897	<b>5.7</b>
Non adatto	0-25	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	13.039	<b>25.7</b>	1.625	<b>3.2</b>
Poco adatto	25-50	0	<b>0</b>	509	<b>1</b>	12.313	<b>24.3</b>	4.230	<b>8.3</b>
Moderatamente adatto	50-75	0	<b>0</b>	403	<b>0.8</b>	17.133	<b>33.8</b>	4.935	<b>9.7</b>
Adatto	75-100	0	<b>0</b>	1.095	<b>2.2</b>	1.860	<b>3.7</b>	5.983	<b>11.8</b>
Molto adatto	100-125	0	<b>0</b>	3.593	<b>7.1</b>	3.176	<b>6.3</b>	22.172	<b>43.8</b>
Estremamente adatto	125-255	0	<b>0</b>	42.175	<b>83.2</b>	253	<b>0.5</b>	8.830	<b>17.4</b>

### 4.3 Conclusioni

Dall'analisi effettuata emerge chiaramente il ruolo positivo che l'esistenza di un'area protetta può esercitare nei confronti dello sviluppo socioeconomico delle aree interessate dalla tutela. In particolare i settori turistico, agricolo e forestale potrebbero ricevere sostanziosi vantaggi dall'esistenza del parco e dalla gestione efficiente delle risorse naturali.

È vincolante, però, che tale gestione venga effettuata in un'ottica sociale e con un occhio particolare verso l'uso delle risorse senza compromettere le peculiarità ambientali, paesaggistiche, artigianali, culturali del territorio interessato.

In questo contesto è importante poter contare sulla disponibilità di studi e di analisi preliminare, incentrate sui diversi aspetti che l'esistenza di un'area protetta può coinvolgere siano essi ecologici, sociali od economici, ed in questa direzione si muove la presente ricerca.

Le metodologie impiegate nello studio dei diversi aspetti che legano la conservazione delle risorse naturali allo sviluppo delle attività socio-economiche, hanno mostrato le potenzialità e l'implementabilità delle analisi, nel fornire informazioni utili al decisore, che si appresta a valutare le scelte politiche relative alla creazione di una nuova area protetta.



Le analisi effettuate vanno a focalizzare l'attenzione solo su una parte degli aspetti che potrebbero essere studiati, al fine di garantire il massimo grado di informazione al decisore. Inoltre, è da evidenziare, come gli approcci adottati presentino una notevole duttilità ed adattabilità alle differenti esigenze di studio. Questo tipo di approcci hanno, infatti, l'indubbio vantaggio di consentire di inserire nel processo valutativo e decisionale i punti di vista dei differenti decisori, a fronte di uno stretto rapporto di interfacciamento fra tecnici e *decision maker*.

E' auspicabile, pertanto, l'implementazione di ulteriori studi che possano essere focalizzati sulle peculiari necessità di chi si accingere a decidere sulle scelte gestionali o pianificatorie, o sulla base delle esigenze dei differenti gruppi interessati alla realizzazione dell'area protetta ed all'uso delle risorse territoriali che tale scelta politica potrebbe comportare.

In questo ambito, infatti, risulta di preminente importanza che la realizzazione del parco venga effettuata con il consenso e con il coinvolgimento delle comunità locali, a tutti i livelli decisionali. La ricerca del consenso sociale risulta uno dei momenti fondamentali della nascita di un'area protetta e del suo successo in futuro. Questo significa anche che le azioni da intraprendere devono prevedere forme di compartecipazione della comunità in tutte le fasi di gestione.

A fronte dei vantaggi evidenziati in precedenza, in particolare per i settori turistico e forestale, elevati sono i rischi di sensibili ripercussioni negative sullo svolgimento di tali attività economiche. E' possibile affermare che il successo del sistema parco dipende molto dalla velocità con la quale verrà dotata l'area protetta di tutti i suoi organi di governo e di strumenti di programmazione e di gestione delle risorse. La lentezza spesso riscontrata in tale fase si è mostrata altamente pregiudizievole nel riuscire a catturare il consenso da parte della comunità, e di conseguenza nello svolgere l'importante funzione di volano nello sviluppo socio economico dei territori interessati



Ciò non toglie che la creazione di un'area protetta possa rappresentare, soprattutto nei confronti di quei territori ricadenti in aree marginali, una occasione di rivitalizzazione del tessuto economico.

Con questo, non si vuole affermare che l'istituzione di una nuova area protetta possa rappresentare la "ricetta" ideale per risolvere tutte le problematiche esistenti in un territorio interno come quello analizzato. E' indubbio, infatti, che il carico vincolistico derivante dall'esistenza dell'area protetta andrà ad incidere sullo svolgimento delle attività economiche esistenti. Del resto l'area protetta viene creata con il preciso obiettivo di tutelare il depauperamento delle peculiarità ambientali dei territori interessati. Ma è anche palese che una efficiente gestione e la programmazione tempestiva degli interventi da parte del decisore possono giocare un ruolo fondamentale e far pendere il piatto della bilancia in senso positivo.

La normativa nazionale sulle aree protette è una discreta legge, che se applicata in modo corretto e tempestivo può portare a risultati di efficienza economica e sociale scarsamente perseguibili prima della sua introduzione.

E' questa la sfida che viene proposta ogni qualvolta si decide di creare una nuova area protetta, ed è compito di tutti, a qualsiasi livello, sia decisionale, che politico, che di ricerca, riuscire a far sì che tale opportunità si trasformi in un vantaggio piuttosto che in un profondo ostacolo allo sviluppo dei territori interessati.



## BIBLIOGRAFIA

- AA. VV. (1987) Piano di Sviluppo Economico Sociale della Comunità Montana del Vulture (PZ) per il quinquennio 1987-1991
- AA. VV. (1996) La valorizzazione dell'agricoltura ecocompatibile nei parchi naturali. *Linee di azione ed esperienze nel Parco Regionale Migliarino San Rossore Massaciuccoli*
- AA. VV. (1996) Nota integrativa di aggiornamento al 1996 del piano di sviluppo economico sociale della Comunità Montana del Vulture per il quinquennio 1987-1991
- AA. VV. (1997) Basilicata, guida turistica con carta stradale 1:200.000. *Istituto geografico De Agostini*
- AA. VV. (1998) Recreation Opportunity Spectrum, procedures and standards manual. British Ministry of Forest
- AA. VV. (2000) Piano di Sviluppo Economico Sociale della Comunità Montana del Vulture (PZ) per il quinquennio 2000-2004
- AA. VV. (2001) Basilicata, annuario delle strutture ricettive 2001, APT Basilicata.
- APT POTENZA (1997) Guida ai percorsi del Vulture. *Azienda di Promozione Turistica-Potenza*
- APT POTENZA (1997) Monticchio laghi. *Azienda di Promozione Turistica-Potenza*
- ARDITO S. (1991) Italia Verde, guida pratica alle oasi, ai parchi e alle riserve naturali. *Gremese editore*
- BARBANENTE A. (1991) La pianificazione ambientale del paesaggio. *Franco Angeli Editore*
- BERNETTI I. (1999) *L'impiego dell'analisi multicriteriale nella pianificazione delle risorse forestali.*  
<http://www.deart.unifi.it/bernetti/>
- BERNETTI I. (2000) Dispense di economia ed estimo ambientale.  
<http://www.deart.unifi.it/bernetti/>
- BERNETTI I., CASINI L., CATENI A., FRATINI R., MARINELLI A., ROMANO D., ROMANO S., ROSATO C. (1990) La valutazione economica della ricreazione all'aperto: il caso del parco naturale dell'Orecchiella (Lucca). *Dipartimento Economico Estimativo Agrario e Forestale, Università degli Studi di Firenze.*



- BERNETTI I., FAGARAZZI C., ROMANO S. (1999) La produzione di biomasse per uso energetico nei cedui della provincia di Firenze: alcune considerazioni sugli aspetti economici e occupazionali. *Annali dell'ACCADEMIA DI SCIENZE FORESTALI*
- BERNETTI I., ROMANO S. (1995) La valutazione dei progetti di sviluppo turistico nei parchi naturali. *Genio Rurale*, n° 4 1996
- BERNETTI I., ROMANO S. (1999) La politica ambientale della UE: analisi del sistema di aree protette proposto dalla regione Toscana. *Atti del XXXIV convegno SIDEA*. Torino, 18-20, 1997
- BERNETTI J., ROMANO D. (1992) Un confronto tra metodologie alternative per la valutazione e la gestione delle risorse ambientali. *Aestimum*, numero speciale. Firenze
- CARTEI G. F. (1993) Tutela dei parchi naturali e nozione costituzionale di paesaggio. *Rivista trimestrale di diritto pubblico* n. 3
- CERUTI G. (1993) Aree naturali protette. *Domus*
- CICCARELLA F., VENZI L. (2000) Un tentativo di analisi dei flussi di visitatori ad un parco naturale. *Linea Ecologica*, n° 6 2000
- COHEN E. (1978) The impact of tourism on the phisycal environment. *Annals of tourism research* n.5
- DABBERT S., DUGBAARD A., STANGEN L. (1998) The economics of Lanscape and Wildlife Conservation. *Cab International*
- DI FIDIO M. (1987) Tutela dell'ambiente naturale (seconda edizione). *Pirola editore*. Milano
- DORNEY R. S. (1989) The professional practice of environmental management. *Lindsay*
- DOUGLASS R. W. (1997) Forest recreation. *Pergamon Press*, New York
- FERRARA G., VALLERINI L. (1996) Pianificazione e gestione delle aree protette in Europa. *Maggioli editore*. Rimini
- FISHER C. A. (1981) Resource and environmental economics. *Cambribge surveys of economic literature*. Cambridge
- GAJO P., MARONE E. (1995) La normativa sulle aree protette in Italia e la stima dei suoi possibili effetti economici. *Aestimum* n. 32
- GAMBINO R. (1992) I parchi naturali, problemi ed esperienze di pianificazione nel contesto ambientale. *La nuova Italia scientifica*
- GIACOMINI V., ROMANI V. (1982) Uomini e parchi. *Franco Angeli editore*. Milano
- GIANOLA L. (1993) La valutazione del paesaggio forestale attraverso lo studio delle sue componenti. *Monti e Boschi*, n° 4 1993
- GIUPPONI C. (1999) I sistemi informativi geografici per la gestione agroambientale del territorio. *Agricoltura Ricerca*, n° 180/181



- GOMARASCA M. A (1997) Introduzione a Telerilevamento e Gis per la gestione delle risorse agricole e ambientali. Consiglio Nazionale per le Ricerche
- ISTAT (1991) 13° Censimento generale della popolazione della provincia di Potenza
- ISTAT (1991) 4° Censimento generale dell'agricoltura per la provincia di Potenza
- LAROTONDA A. L. (1999) Potenza, una provincia di cento comuni. *Amministrazione Provinciale di Potenza*
- MARANGON F., TEMPESTA T. (1998) La gestione economica delle aree protette tra pubblico e privato: il caso di una zona umida costiera a Marano Lagunare. *Forum*
- MARCHETTI R. (1998) Ecologia Applicata. *Città degli studi*
- MARINELLI A., BERNETTI J. (1995) Sviluppo sostenibile e pianificazione delle aree protette. *I georgofili, atti dell'accademia dei georgofili*. Anno 1994, settima serie. Vol. XLI
- MARINELLI A., ROMANO D. (1987) Aspetti economici della pianificazione forestale. *Studi di Economia e Diritto*
- MERCEDES BRESSO (1996) Per un'economia ecologica. *La nuova Italia scientifica*
- MIGLIORINI F., MORIANI G., VALLERINI L. (1999) Parchi naturali, guida alla pianificazione e alla gestione. *Franco Muzio editore*
- MUNDA G. (1995) Multicriteria Evaluation In A Fuzzy Environment, theory and applications in Ecologic Economics. *Physica-Verlag*
- POLELLI M. (1997) Trattato di Estimo. *Maggioli Editore*
- PRATT J. D., PRESTON L. (1999) Economia montana e flusso di risorse. *Linea Ecologica* n° 1.
- RANALDI F. (1999) Scritti archeologici. *Appia 2 Editrice*. Venosa
- REGIONE BASILICATA (2001) Il Parco Nazionale del Pollino. *Basilicata Regione notizie* n.99
- ROMANO S. (1999) Lezioni di estimo e valutazioni forestali
- ROMANO S., COZZI M., PETRIZZO C. (2002) Gis e analisi multicriteriale nella valutazione della vocazionalità turistico – ricreativa dei boschi: caso della C.M. “Vallo di Diano”. *Estimo e Territorio* n. 4
- ROMANO S. E VENTURA G. (2001) “Uso Dei Sistemi Informativi Territoriali Nella Gestione Delle Risorse Forestali: L'implementazione Della Carta Dei Valori Di Macchiatico

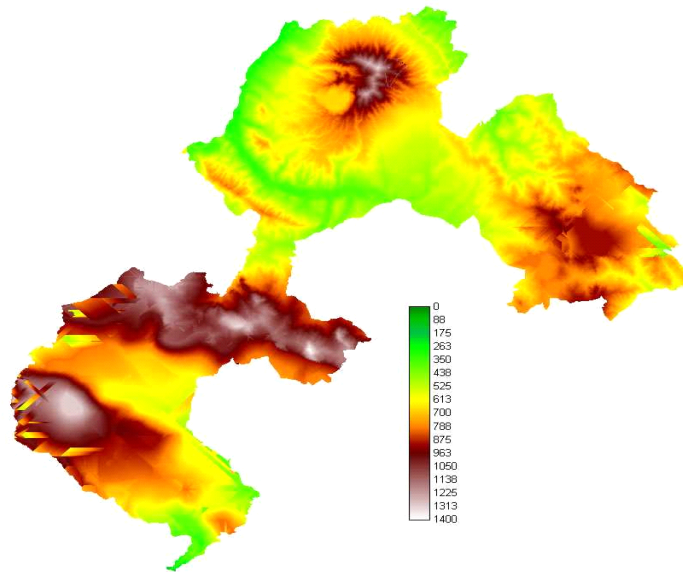


Dell'area Del Vulture” in Atti del XXX Incontro di studio del  
CeSET, Potenza 5-6 ottobre 2000

- ROMANO S. (2002): “La stima del valore di opzione e di esistenza delle risorse ambientali: l'applicazione al caso del Pinus Leucodermis del Pollino”. *Aestimum*, n. 41 Dicembre 2002.
- ROMANO S., LUONGO V. (2003) “La valutazione del potenziale turistico del Parco Nazionale del Pollino” in *Aestimum* n. 43 Dicembre 2003.
- ROMANO S., COZZI M., FRATINI R., FAGARAZZI C. (2004) “L'uso dei modelli geografici nei processi di sviluppo endogeno legati alla progettazione integrata territoriale” in *Estimo e Territorio* n. 3
- ROSINI R., VECCHIETTI S. (1994) *La pianificazione dei parchi regionali*, Alinea editrice. Firenze
- SAATY T.L. (1977) A Scaling method for priorities in Hierarchical structures. *J. Math Psychology*, n. 15
- SALI G., GIACOMELLI P. (1988) L'analisi multicriteri quale strumento di valutazione dell'autoimpatto ambientale in agricoltura. Estratto dal volume: *Problemi economici dei rapporti tra agricoltura e ambiente*. Atti del XXV convegno di studi della SIDEA
- STORTO M. (1990) *Regioni e pianificazione delle aree protette. Urbanistica informazioni*
- STURIALE L. (2000) Possibili modelli di valutazione della compatibilità tra sviluppo e tutela con particolare attenzione alle aree protette. XXX incontro di studio CeSET
- TEMPESTA T., THIENE M. (2000) Aree protette ed attività ricreative: un'indagine nel Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi, *Genio Rurale*, n° 5 2000
- VIOLA F. (1998) *Pianificazione e gestione dei parchi Naturali. Istituto nazionale per il verde territoriale. Franco Angeli editore. Milano-*
- VOOGD H. (1983) *Multicriteria Evaluation for urban and regional planning. Pion Ltd. London*
- WILLIAM KAPP K. (1991) *Economia e ambiente, saggi scelti. Optimum editore*
- WWF (1995) *Il cammina Basilicata. WWF con la partecipazione della regione Basilicata*



*Figura 2 – Digital Terrain Model del Parco del Vulture*



*Figura 3 – Digital Elevation Model del Parco del Vulture*

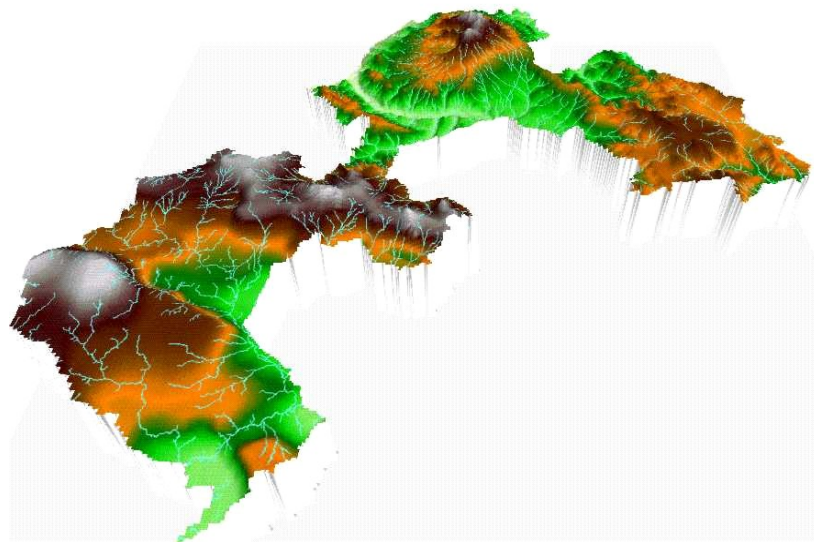






Figura 9 – Vocazione ecologico-ambientale delle aree agricole

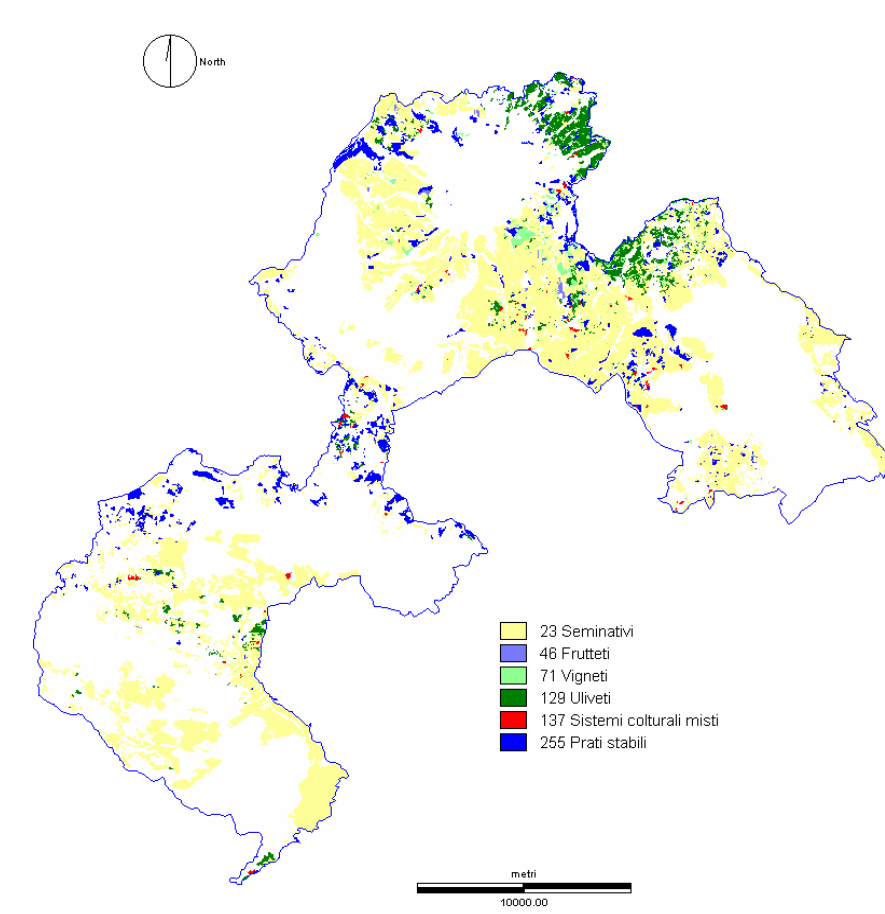




Figura 10 – Fattore “aree boscate e pascoli”

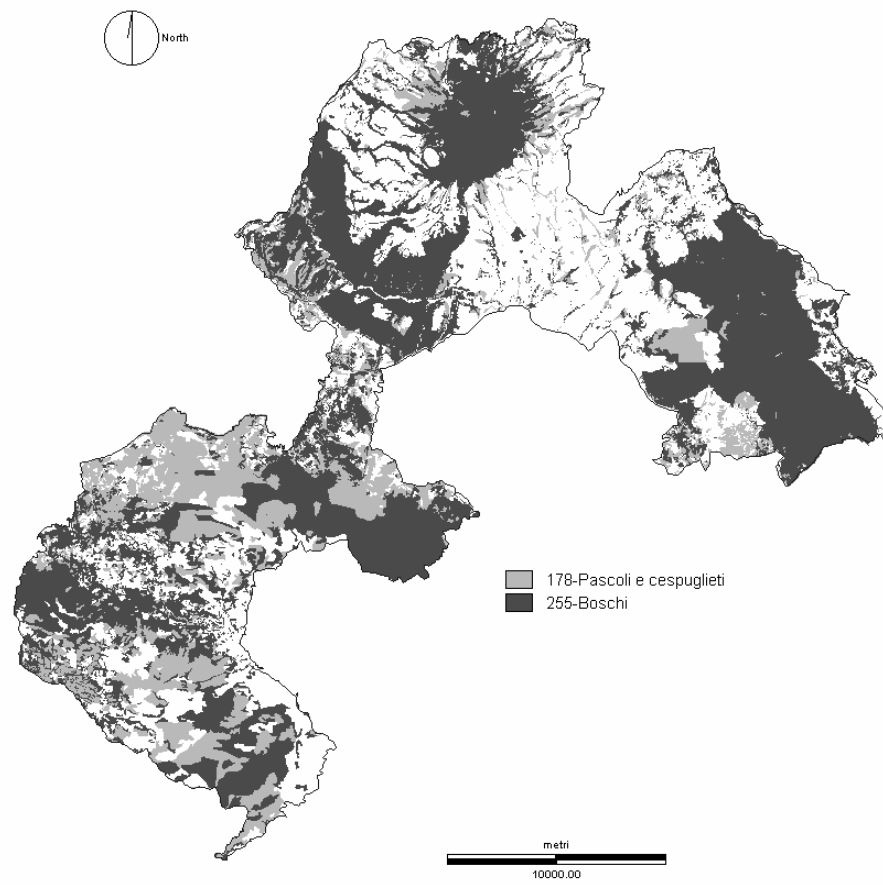




Figura 11 – Fattore “pendenza”

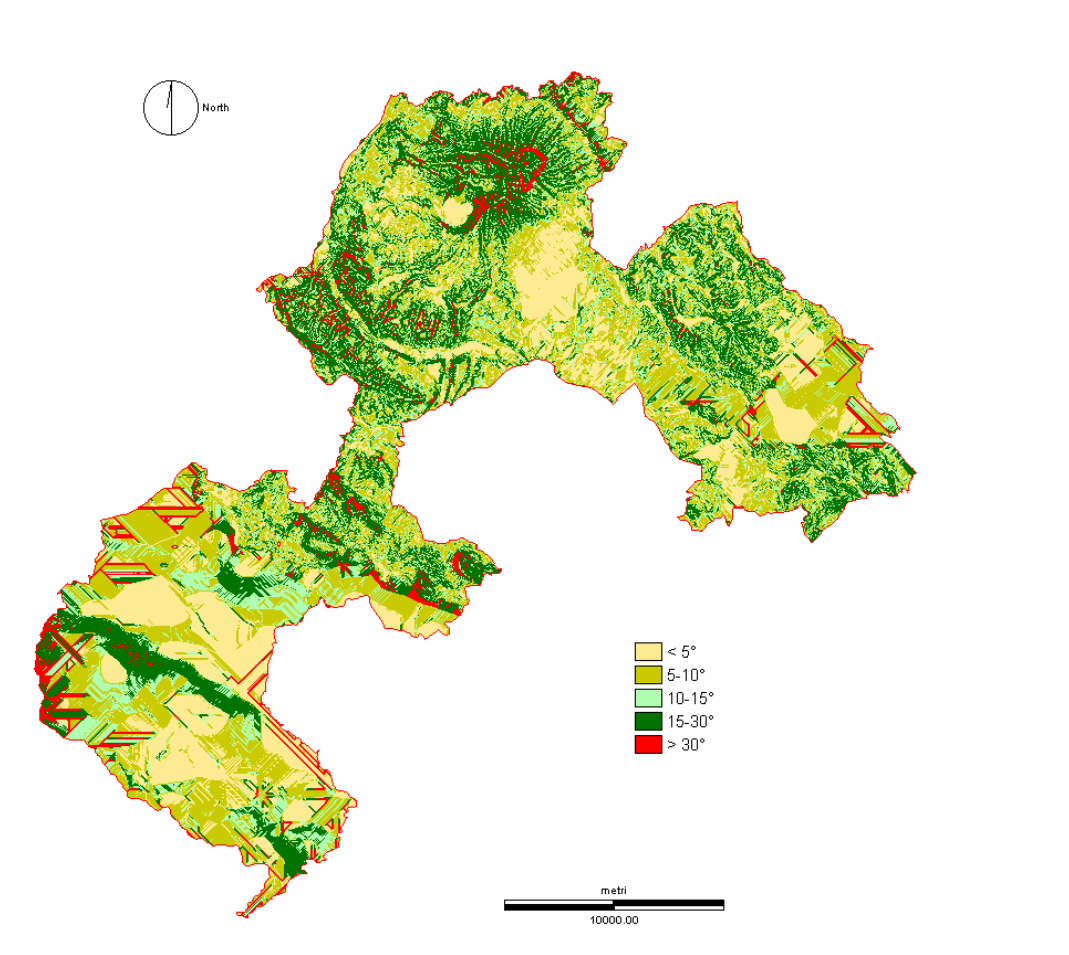


Figura 12 – Fattore “fiumi”

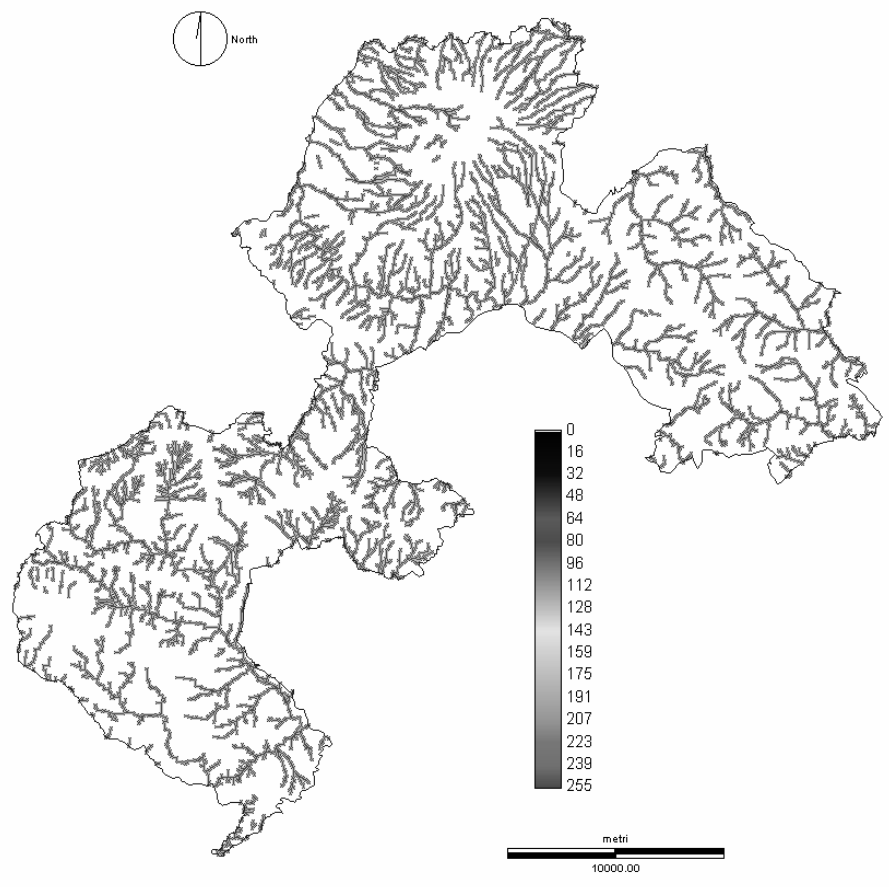


Figura 13 – Fattore “siti di interesse comunitario”

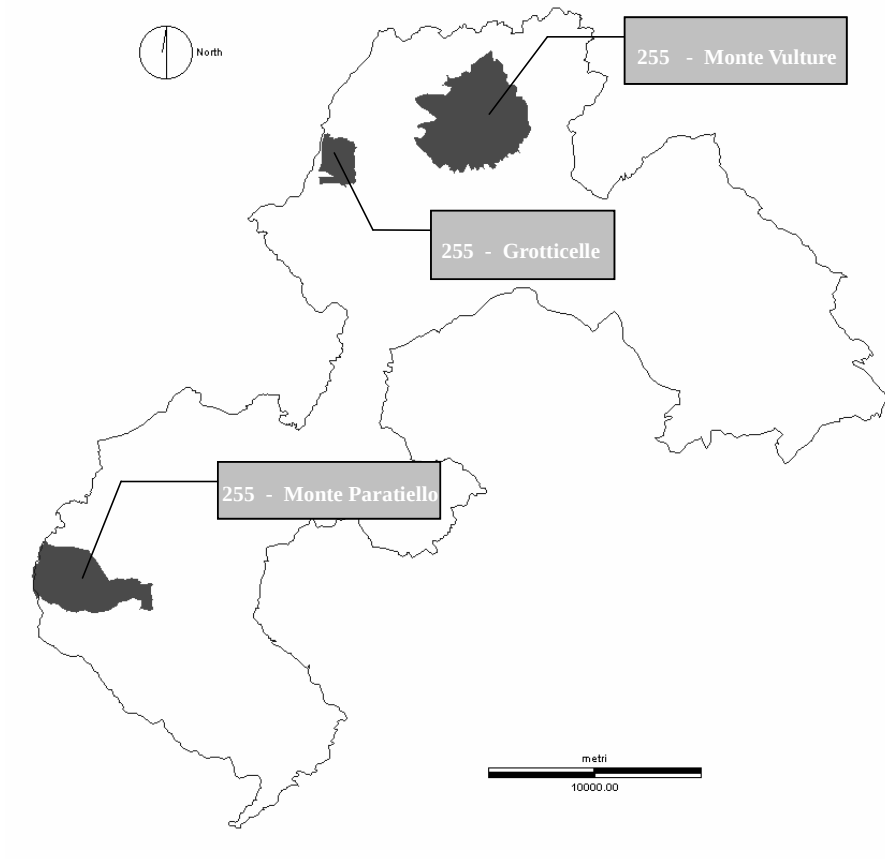
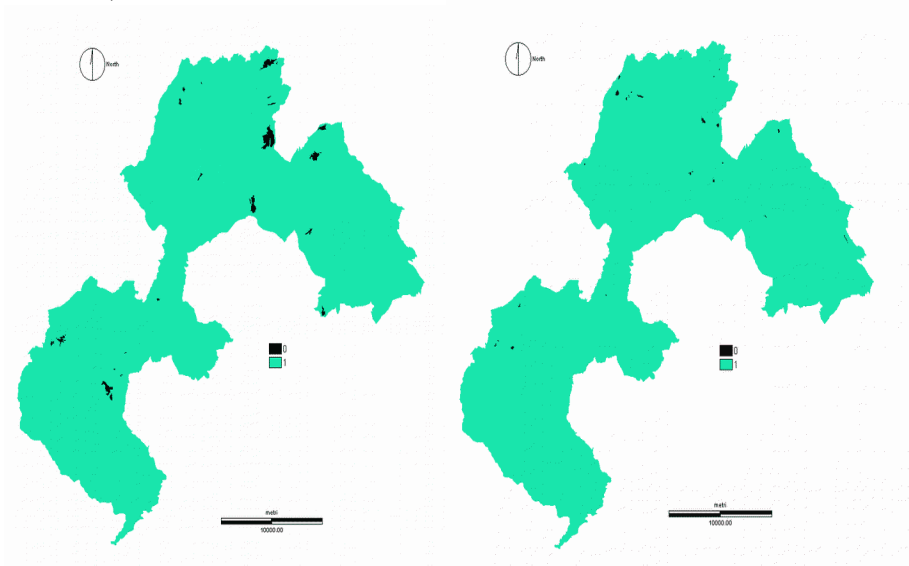




Figura 14 – Carte dei vincoli

a) Centri Urbani

b) Aree industriali



c) Ferrovie

d) Strade principali

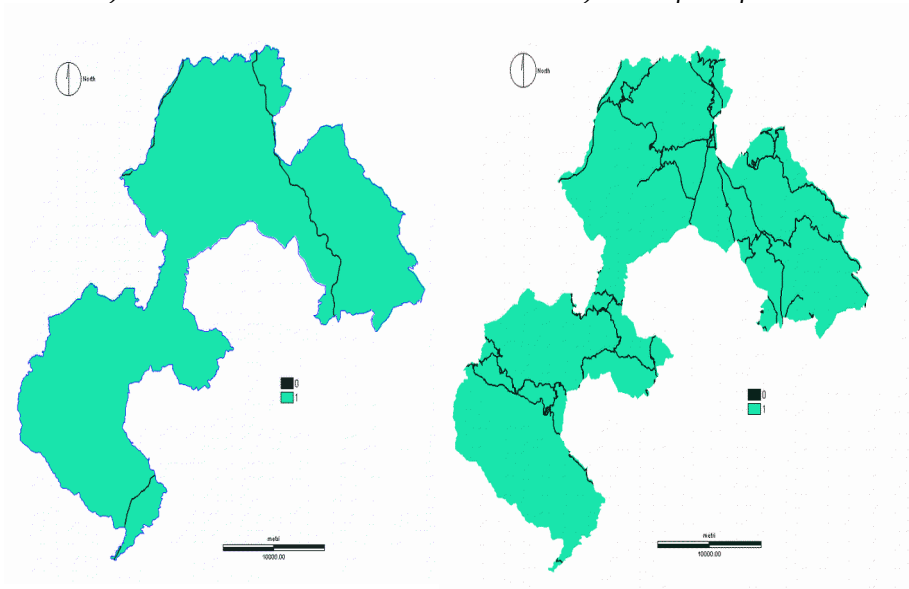




Figura 15 - Carta della vocazionalità ecologico ambientale del Parco del Vulture (approccio WLC)

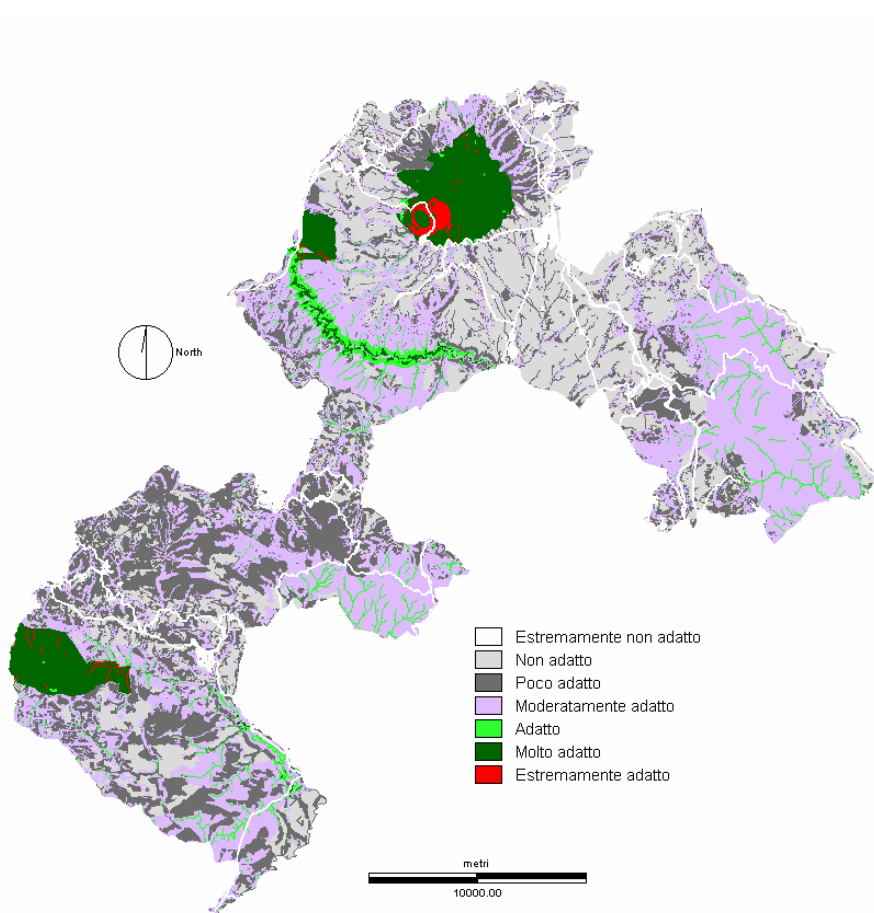


Figura 17 – Rischio medio, max trade off (WLC)

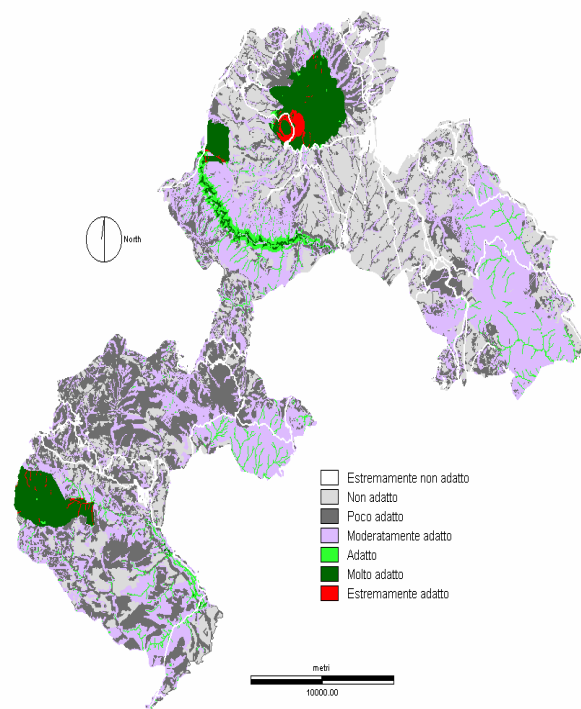


Figura 18 - Rischio basso, no trade off (WLC)

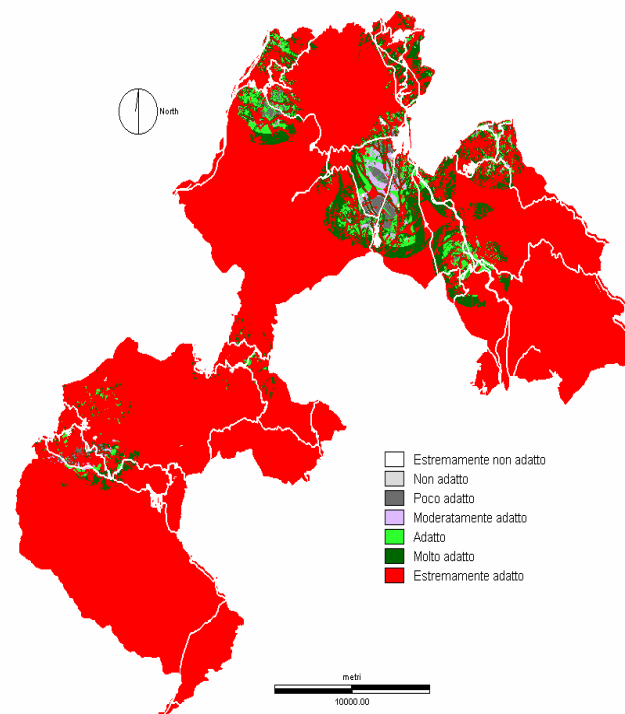




Figura 20 – Approccio OWA

