

INDICATORI AMBIENTALI E SISTEMI MULTICRITERIALI DI SUPPORTO ALLE
DECISIONI IN AMBIENTE GIS PER LA PIANIFICAZIONE SOSTENIBILE DEL
TERRITORIO RURALE¹

C. Riccardo FICHERA, Luigi LAUDARI, Giuseppe MODICA

Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria. Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroforestali ed Ambientali (DiSTAfA) sez. Costruzioni Rurali e Territorio Agroforestale (www.distafa.unirc.it)
Località Feo di Vito, 89122 Reggio Calabria. Tel/fax +39 0965 312681. E-mail giuseppe.modica@unirc.it

SOMMARIO

Nel presente lavoro si riportano i risultati riferiti ad alcuni aspetti peculiari di un modello implementato per l'allocazione ottimale delle risorse agro-silvo-pastorali, di supporto alle decisioni per la pianificazione sostenibile del territorio rurale, basato su analisi multicriteriali e multiobiettivo sviluppate in ambiente GIS. Viene in particolare analizzato e valutato il grado di robustezza dei risultati ottenuti attraverso l'analisi di sensibilità e, quindi, discussi alcuni degli indicatori ambientali a supporto del sistema di monitoraggio del raggiungimento degli obiettivi di sostenibilità, strutturati secondo il modello DPSIR. La selezione di un opportuno set di indicatori consente di definire lo stato di fatto e di valutare i differenti scenari futuri anche in relazione agli obiettivi di sostenibilità posti alla base della strategia di pianificazione adottata. La possibilità dell'uso di indicatori ambientali, o di sostenibilità, di varia natura e provenienti da fonti diverse consente, quindi, di misurare il grado di sostenibilità. L'uso di immagini telerilevate permette, inoltre, di ottenere una serie di indici indispensabili per il monitoraggio del territorio nel tempo. Tramite il GIS, i valori della maggior parte degli indici possono essere spazializzati sull'intero territorio, potendo poi analizzarne e valutarne le variazioni nel tempo secondo un approccio che è, al contempo, di tipo spaziale e tematico.

¹ Il contributo degli Autori al presente lavoro è da considerarsi paritetico sotto ogni aspetto

1 INTRODUZIONE

In buona parte delle esperienze italiane di pianificazione territoriale, lo spazio rurale è ancora considerato come un'entità indifferenziata e, di conseguenza, pianificato senza tener conto delle specifiche vocazionalità che lo caratterizzano. Anche con riguardo alla redazione dei vari piani regionali, provinciali e soprattutto comunali più recenti, si può notare come spesso vengano dedicate agli interventi riferibili all'ambito rurale risorse residuali se confrontate con le altre; e questo, in contesti territoriali laddove il territorio rurale è comunque preponderante in termini superficiali e sempre più complesso e multifunzionale; quindi più esigente in termini di attenzione al fine di assecondarne uno sviluppo armonico. La protezione dello spazio rurale ed il mantenimento di una popolazione rurale vitale necessitano di un'attenta pianificazione degli usi che ivi sono praticati; tra questi, un crescente rilievo è oggi assunto dalle attività connesse al turismo rurale in quanto costituiscono un elemento portante dell'economia in molte aree marginali italiane. Parimenti, la riconosciuta multifunzionalità e complessità dello spazio rurale richiede oggi approcci e strumenti che siano in grado di assicurare un'ottimale allocazione delle risorse territoriali tenendo conto anche delle istanze riconducibili a vari fattori, tra i quali la competizione in termini spazio-temporali tra usi diversi, la tipologia di proprietà, la necessità di guidare i cambiamenti in atto, ecc. (Matthews *et al.*, 1999). Multifunzionalità e complessità necessitano di una pianificazione multiobiettivo del territorio rurale e richiedono al pianificatore una conoscenza adeguata al fine di esplorare le varie alternative possibili, gli impatti di ciascuna di esse e la presenza di eventuali *trade-off* tra i vari obiettivi di piano. Inoltre, la messa in campo del principio di sostenibilità oggi richiede non solo la presa d'atto ma anche la piena valorizzazione della complessità e multifunzionalità dello spazio rurale e, quindi, l'integrazione del principio di equa opportunità di accesso alle risorse. Mentre però è largamente accettata la necessità di un approccio multidisciplinare e di un reale coinvolgimento della comunità nella pianificazione territoriale, risulta ancora poco chiaro come questi due aspetti possano e debbano concorrere congiuntamente nell'assunzione delle decisioni.

2 UN MODELLO PER LA PIANIFICAZIONE SOSTENIBILE DEL TERRITORIO RURALE

Il presente contributo si inserisce in un quadro di ricerca più ampio portato avanti dalla sez. di Costruzioni Rurali e Territorio Agroforestale del DiSTAfA con l'obiettivo di esplorare le problematiche e le opportunità connesse alla pianificazione sostenibile del territorio rurale. In tale ambito sono da inquadrare i vari studi mirati ad esplorare i modelli di pianificazione

sostenibile del territorio rurale, ad implementare sistemi di supporto alle decisioni, a selezionare e a strutturare sistemi di indicatori ambientali in casi di studio specifici.

Il modello di pianificazione proposto cui si riferisce il lavoro in questione ha come obiettivo principale quello di allocare le aree più suscettive per gli usi connessi al mondo rurale, con particolare riguardo a quelle connotate da elementi di pregio naturalistico e/o produttivo, tenendo in debita considerazione la complessità e multifunzionalità del territorio rurale e la sovrapposizione spaziale e temporale dei diversi usi del suolo; ciò, secondo un approccio più complesso che non intende i singoli usi del territorio come esclusivi ma multipli.

Il modello è stato implementato con lo scopo di essere aperto, aggiornabile e adattabile alle reali esigenze della pianificazione ed è indirizzato all'allocazione ottimale delle risorse territoriali; riconducibile quindi ai *Land Allocation Decision Support Systems* (Matthews *et al.*, 1999).

Gli usi legati al settore agricolo sono trattati scomponendoli nei seguenti comparti presi a riferimento per le singole analisi di suscettività: agricoltura di qualità; gestione forestale sostenibile e gestione sostenibile del pascolamento. Per ciascuno di essi è stato previsto un livello di analisi cosiddetto "comprensoriale", alla scala di lavoro medio-piccola (1:250.000÷1:50.000), ed un livello "locale", a scala di dettaglio comunale e, a seconda dei dati a disposizione, anche aziendale.

Nella fase successiva, i risultati delle singole valutazioni di suscettività sono indagati secondo un approccio multiobiettivo, prevedendo, inoltre, una serie di scenari riferibili agli usi agro-silvo-pastorali del territorio. L'applicazione del modello è stata condotta in un'area molto significativa per la varietà ed il pregio paesaggistico, situata lungo la fascia tirrenica della provincia di Reggio Calabria (fig. 1). Si tratta di un'area con una superficie di circa 110.000 ettari, ricadente nel sistema geografico della Piana di Gioia Tauro e della fascia pedemontana del versante tirrenico centrale del massiccio aspromontano. Interessa gli ambiti territoriali di 43 comuni ed occupa un'estensione pari a quasi il 36% della provincia ed al 7,5% della regione. Tutta la parte montana dell'area oggetto di studio ricade entro i confini del Parco Nazionale dell'Aspromonte, per un totale di circa 18.000 ha, pari ad oltre il 16% dell'intera superficie.

Nell'ambito dell'ampia panoramica della problematica affrontata per l'implementazione e la validazione del modello proposto, in questo lavoro si dà particolare rilievo a due aspetti significativi nella pianificazione sostenibile del territorio rurale: la scala temporale e la valutazione della robustezza dei modelli impiegati per la valutazione del territorio. Si enfatizza, in particolare, il ruolo di primo piano che oggi rivestono i dati telerilevati, grazie alla loro sempre maggiore disponibilità, ai prezzi sempre più contenuti ed alla piena integrabilità in un GIS dedicato. Una trattazione più ampia delle questioni affrontate, dei limiti riscontrati e degli sviluppi futuri previsti, è riportata in Fichera e Modica (2007a e b).

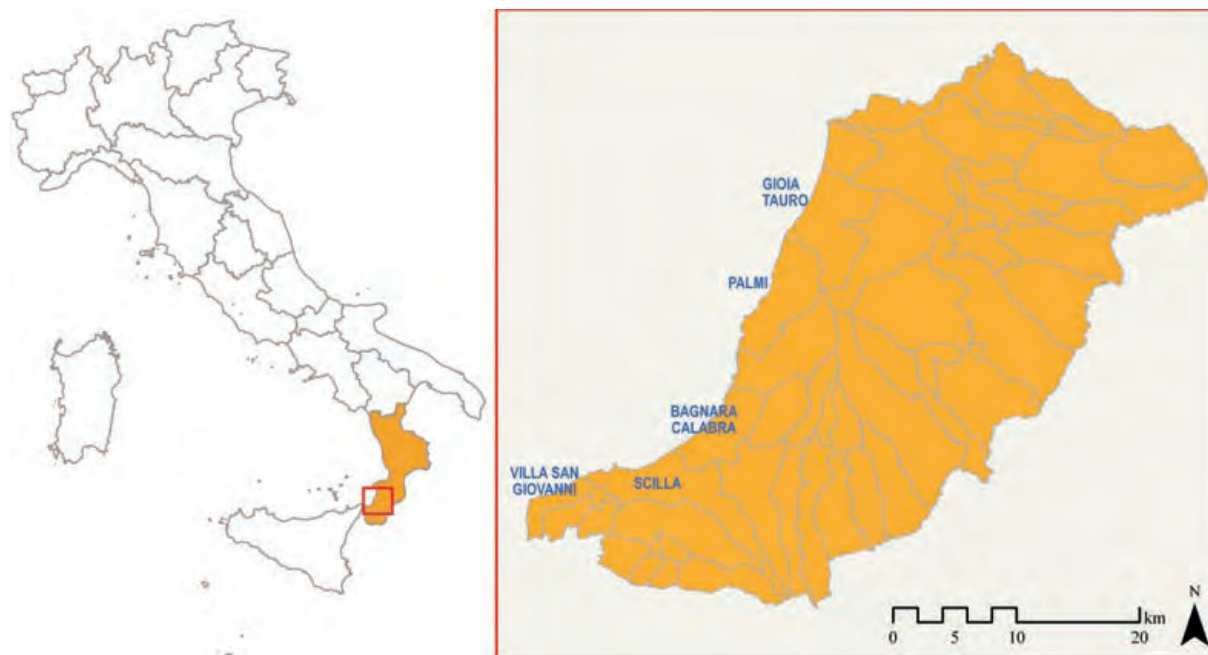
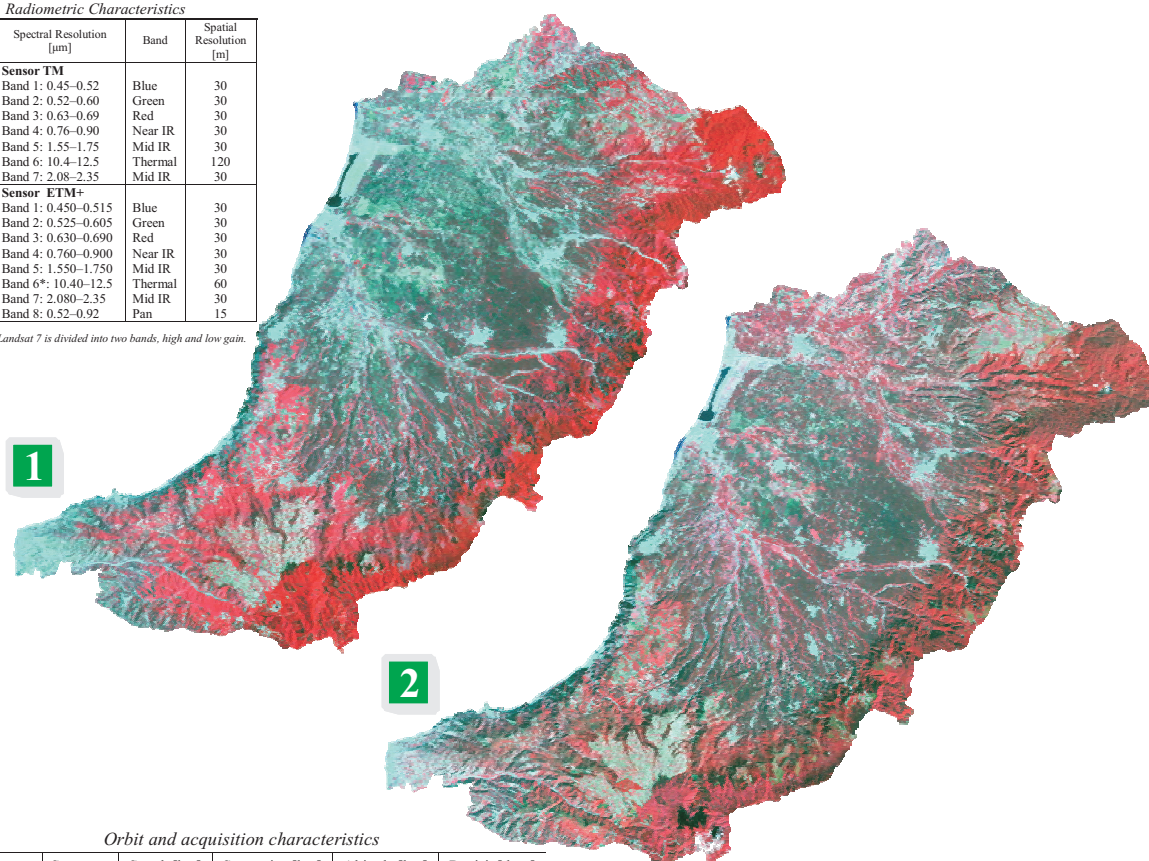


Figura 1 Inquadramento geografico dell'area di studio

Radiometric Characteristics			
Satellite	Spectral Resolution [μm]	Band	Spatial Resolution [m]
Landsat 4-5	Sensor TM		
	Band 1: 0.45–0.52	Blue	30
	Band 2: 0.52–0.60	Green	30
	Band 3: 0.63–0.69	Red	30
	Band 4: 0.76–0.90	Near IR	30
	Band 5: 1.55–1.75	Mid IR	30
	Band 6: 10.4–12.5	Thermal	120
	Band 7: 2.08–2.35	Mid IR	30
Landsat 7	Sensor ETM+		
	Band 1: 0.450–0.515	Blue	30
	Band 2: 0.525–0.605	Green	30
	Band 3: 0.630–0.690	Red	30
	Band 4: 0.760–0.900	Near IR	30
	Band 5: 1.550–1.750	Mid IR	30
	Band 6*: 10.40–12.5	Thermal	60
	Band 7: 2.080–2.35	Mid IR	30
	Band 8: 0.52–0.92	Pan	15

*Band 6 on Landsat 7 is divided into two bands, high and low gain.



Orbit and acquisition characteristics					
Satellite	Sensor	Swath [km]	Scene size [km]	Altitude [km]	Revisit [days]
Landsat 4-5	TM	185	170 x 183	705	18
Landsat 7	ETM+	185	170 x 183	705	16

Figura 2 Immagini Landsat (path 188, row 33) dell'area di studio visualizzate secondo la combinazione di bande RGB 4,3,2. A sinistra, immagine Landsat TM (*Thematic Mapper*) del 13 giugno 1987 [1]; a destra, immagine Landsat ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper plus*) del 26 settembre 1999 [2]

2.1 Struttura generale del modello di pianificazione adottato

La struttura del modello proposto è organizzata in fasi progressive ma la loro successione non è rigida, soprattutto per ciò che riguarda la raccolta e l'organizzazione dei dati e delle informazioni necessarie nei vari momenti della sua implementazione (fig. 3). Prevede anzitutto la precisazione del quadro politico di riferimento attraverso l'analisi degli strumenti comunitari, nazionali, regionali e locali per lo sviluppo rurale. Una volta definiti gli strumenti partecipativi da adottare, seguono le consultazioni pubbliche al fine di costruire il consenso sulle linee strategiche di pianificazione. Quindi, si precisano gli obiettivi del piano da adottare, per i quali è di primaria importanza la partecipazione della comunità locale per la scelta delle varie alternative di sviluppo. Il cuore del modello è la valutazione delle risorse territoriali, basata su analisi multicriteriali mono-obiettivo e multi-obiettivo (*Single-Objective* e *Multi-Objective Multi-Criteria Evaluation*) che consentono la definizione e l'analisi degli scenari futuri, delle possibili situazioni conflittuali tra usi del suolo competitivi e permettono, così, di giungere all'allocatione ottimale delle risorse territoriali. Elemento qualificante delle informazioni ottenibili è la strutturazione di un *geodatabase* con dati disponibili o raccolti *ex-novo* all'uopo, in ogni caso rispondenti a precisi standard qualitativi e con risoluzioni spaziali e temporali idonee alla scala di lavoro prescelta. L'ultima fase riguarda l'applicazione del piano e prevede una procedura di monitoraggio e verifica degli effetti ambientali ed economico-sociali dello stesso. Il sub-modello adottato è il DPSIR (*Driving forces – Pressures – State – Impacts – Responses*) impiegato nella procedura della Valutazione Ambientale Strategica (VAS) per il monitoraggio degli effetti ambientali di piani e programmi. Grazie ad un set di indicatori riferibili a varie tematiche (ecologica, sociale, culturale, ecc.), è possibile verificare non solo gli impatti ma anche l'efficacia del piano nel corso della sua applicazione e, momento cruciale, nel momento della sua scadenza.

2.2 La valutazione delle risorse territoriali

La valutazione della suscettività (o dell'attitudine) di un territorio per un uso specifico, consiste nella selezione e nella successiva analisi di quelle caratteristiche significative sulla cui combinazione è possibile fondare il giudizio riguardo il livello di soddisfacimento dei requisiti posti dall'uso considerato, ovvero identificare in maniera esplicita i vincoli e le opportunità per la conservazione e lo sviluppo futuro del territorio (Steiner *et al.*, 2000). Sulla base di precedenti contributi del gruppo di lavoro (Barreca *et al.* 2004 a e b), la valutazione della suscettività di un territorio rispetto all'uso considerato è suddivisa in due fasi, cui corrispondono le valutazioni distinte dell'*attitudine produttiva del territorio*, sulla base dei criteri significativi individuati, e della *effettiva fruibilità delle risorse disponibili*; quest'ultimo aspetto, valutato soprattutto in relazione all'accessibilità delle aree considerate. Si distingue

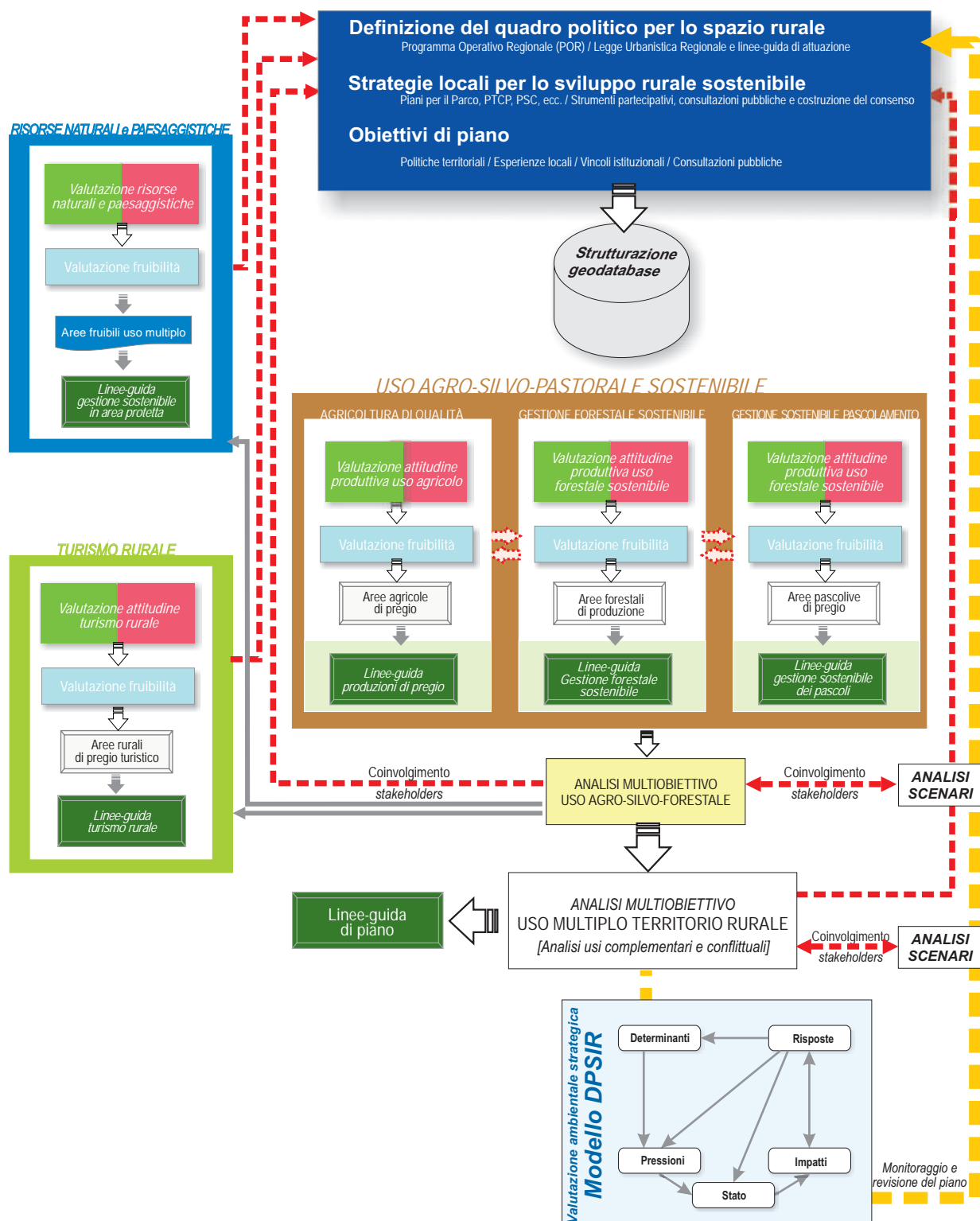


Figura 3 Diagramma di flusso del modello di pianificazione sostenibile dell'uso multiple del territorio rurale. Le frecce rosse a tratteggio indicano processi di *feedback* che oltre a contribuire alla revisione del quadro di riferimento precedente, consentono di implementare ulteriormente il *geodatabase* ed eventualmente di ridefinire gli stessi obiettivi di piano. Le frecce continue grigie indicano il flusso di informazioni tra una valutazione e l'altra. Quelle bianche a tratteggio rosso denotano interazioni ed eventuali conflittualità tra usi del suolo diversi. La freccia ocra a tratteggio indica la fase di monitoraggio annuale del piano e la revisione dello stesso una volta giunto a scadenza. Vi è interposto il sistema di indicatori organizzati secondo il modello DPISR per misurare gli effetti del piano adottato sull'ambiente e sul territorio, ed il cui aggiornamento dovrebbe avere una cadenza annuale, almeno per la maggior parte di essi

cioè tra una caratteristica intrinseca al territorio in esame (l'attitudine produttiva) e l'attuale possibilità di poter utilizzare le risorse valutate (*usability*).

L'integrazione dell'analisi multicriteriale con il GIS permette di avere il riferimento spaziale delle analisi effettuate, consentendo con immediatezza di verificare i risultati ottenuti direttamente sul modello di rappresentazione del territorio in esame e valutare, quindi, diverse tarature dei parametri inseriti in base agli scopi della pianificazione. Inoltre, sebbene i risultati possano essere connotati da un significativo grado di incertezza dovuta, tra l'altro, alla scarsa conoscenza delle complesse relazioni tra le diverse componenti del paesaggio, si può pervenire comunque ad una comparazione ordinata delle diverse alternative di uso del suolo. La scelta dei criteri da inserire nel modello, cioè di quelle variabili che consentono di condurre le valutazioni successive, condiziona fortemente i risultati a cui si perviene con l'applicazione del modello. Sulla base delle esperienze di Eastman (2001), i criteri sono distinti in *fattori* (che rappresentano le variabili decisionali, cioè gli elementi da dimensionare allo scopo di raggiungere gli obiettivi del processo pianificatorio) e in *vincoli* (che vengono intesi in senso restrittivo e comportano limitazione o esclusione di un'area dalla valutazione rispetto all'uso considerato).

2.3 Normalizzazione dei criteri ed attribuzione dei pesi nelle procedure di MCE (Multi Criteria Evaluation)

Considerato che i criteri hanno scale di misura diverse, ai fini del loro trattamento numerico essi debbono essere preliminarmente normalizzati, cioè riferiti ad una scala di valori omogenea. Nel caso dei fattori, le procedure utilizzate sono diverse e comprendono approcci tramite logica *fuzzy*, riclassificazione, AHP (*Analytic Hierarchy Process*). Per quanto riguarda i vincoli, invece, il modello prevede procedure di normalizzazione diverse a seconda della loro natura: se la loro presenza comporta una riduzione della suscettività essi sono inseriti tra i fattori e computati assieme ad essi; viceversa, sono trattati alla stregua di maschere sottrattive tramite logica booleana, assegnando valore 0 alle aree interessate dal vincolo, quindi escluse dalla valutazione e valore 1 a tutte le altre. L'attribuzione dei pesi ai fattori nella procedura di valutazione è effettuata attraverso la procedura dell'AHP di Saaty (1980), sulla base di una scala di priorità tra i fattori, ottenuta tramite giudizi verbali e/o numerici nei confronti a coppia tra tutti essi (tab. 1). Il metodo dell'AHP è ormai largamente utilizzato in campo scientifico e si basa sulla costruzione di una matrice dei confronti a coppia dei vari fattori (*Pairwise Comparison Matrix*); esso consente, di fatto, il superamento della difficoltà umana nel giudicare simultaneamente l'importanza relativa di tutti i fattori inseriti nel modello e ciò, soprattutto se gli interessi coinvolti sono molteplici e se un numero elevato di persone è chiamato ad esprimere un giudizio (Saaty, 1980). Inoltre, i giudizi previsti nella scala fondamentale dei rapporti (tab. 1) consentono di sfruttare l'abilità e le caratteristiche del

ragionamento umano a cui è più congeniale esprimere giudizi di preferenza di tipo linguistico. I giudizi sull'importanza di un fattore rispetto ad un altro può convenientemente essere espresso da un gruppo di esperti a cui viene sottoposta la matrice di valutazione; elemento essenziale è che ciascun esperto chiamato conosca almeno in linea generale la struttura logica dell'AHP (Saaty, 2000).

Tabella 1 Scala dei giudizi di Saaty e corrispondenti valori numerici utilizzati nei confronti a coppia tra i fattori inseriti nella valutazione multicriteriale

Definizione (Indicatore linguistico)	Intensità dell'importanza relativa
Uguale importanza	1
Debole importanza di un fattore rispetto ad un altro	3
Importanza forte	5
Importanza dimostrata	7
Importanza assoluta	9
Valori intermedi tra due giudizi adiacenti	2, 4, 6, 8
<i>Reciproci</i>	Se v è il giudizio espresso quando i è confrontato con j , $1/v$ è giudizio reciproco di j confrontato con i

2.4 Aggregazione dei risultati

In ciascun *layer* inserito nella procedura di valutazione tutti i *pixel* delle variabili decisionali presentano un valore di suscettività secondo una scala normalizzata. Come più avanti indicato, la mappa della suscettività finale che deriva dalla procedura di aggregazione sarà data dal prodotto dei valori relativi ai singoli fattori moltiplicati per il rispettivo peso e per la produttoria dei vincoli inseriti nel modello (1). A tal fine, il risultato della valutazione è sottoposto ad un'operazione di mascheratura sottrattiva tramite intersezione booleana con i vincoli normalizzati (operatore di tipo AND). Per l'aggregazione dei risultati la procedura di riferimento utilizzata è l'OWA, *Ordered Weighted Average* (Yager, 1988), un insieme di operatori considerato tra i più efficaci, molto flessibile e quindi adattabile alle varie situazioni decisionali. Dal punto di vista metodologico l'OWA può essere ricondotta alla combinazione lineare pesata (WLC, *Weighted Linear Combination*), che ne rappresenta un caso particolare. Analizzando nel dettaglio le procedure di aggregazione anzidette, si vede come nella WLC la valutazione dell'attitudine produttiva può essere esplicitata secondo la seguente formula:

$$S_j = \left(\sum_{i=1}^n w_i \cdot x_{ij} \right) \cdot \prod_{k=1}^m c_{jk} \quad (1)$$

Nel caso degli operatori multicriteriali OWA, sono previsti due *set* di pesi per ciascuna delle unità di valutazione e in ognuno di questi la somma dei pesi è pari sempre a 1; il primo *set* è quello relativo all'importanza dei criteri, secondo il peso che deriva dall'espressione dei

giudizi di preferenza, come nel caso della WLC, il secondo *set* si riferisce invece al riordinamento dei pesi (*order weights*) di ciascun criterio in ordine di valore decrescente, enfatizzando così le proprietà migliori o peggiori di ogni alternativa di decisione.

In formula:

$$S_j = \varphi(x_{i,j}) = \left(\sum v_i \cdot z_{i,j} \right) \cdot \prod_{k=1}^m c_{j,k} \quad (2)$$

dove:

S_j esprime la suscettività dell'area (cella) j ;

w_i è il peso del fattore i -esimo;

$x_{i,j}$ è il fattore i -esimo inserito nel modello riferito alla cella j ;

c_{jk} sono i k vincoli presenti nell'area (cella) j .

$v_i = (w_i \cdot x_{i,j})$ è il vettore dei fattori la cui somma è pari a 1;

$z_{i,j}$ è la sequenza dei fattori ($x_{i,j}$) riordinati.

La procedura di riordinamento degli attributi secondo il loro valore di suscettività è la caratteristica distintiva dell'OWA rispetto alla combinazione lineare pesata e, in altri termini, determina il modo in cui i fattori vengono aggregati (Yager, 1988). Il riordinamento si esegue a partire dal criterio ritenuto maggiormente limitante fino a quello meno limitante, assegnando ad essi un peso diverso a seconda dell'approccio decisionale utilizzato, quindi con un continuo controllo del *trade-off* tra i fattori stessi all'interno della procedura di aggregazione. Il *set* dell'ordine dei pesi è un parametro che determina un operatore OWA e quindi la funzione di aggregazione $\varphi(x_{i,j})$, che varia tra un valore minimo e massimo. Da un lato, l'ordine di pesi del tipo $(0, \dots, 0, 1)$ darà esclusiva importanza al fattore con il più alto valore di suscettività, indipendentemente dal valore assunto dagli altri; questo tipo di approccio è definito *decisione ottimistica (risk-taking)* e corrisponde all'operatore booleano OR. Dall'altro lato, il *set* di ordine dei pesi $(1, 0, \dots, 0)$ dà piena priorità al criterio con suscettività inferiore, senza tener conto del comportamento degli altri criteri più performanti (*risk-averse*) e corrisponde all'operatore AND. Tra questi due estremi vi è un *continuum* di strategie intermedie, la più significativa delle quali è quella cosiddetta neutrale, la WLC, in cui il peso di ciascun fattore riordinato è costante e pari a $1/n$.

Al fine di tradurre in un parametro numerico le strategie decisionali utilizzate, che definiscono la tipologia di vettore v_i risultante dalla procedura di riordinamento, Yager (1988) ha formulato due indici dal significato complementare: il primo è quello relativo al cosiddetto grado di *ORness* (α), il secondo indica invece la *dispersione* (ω).

L'indice di *ORness* (α) è così definito:

$$\alpha = \frac{1}{(n-1)} \cdot \sum_{i=1}^n w_i \cdot (n-i) = \sum_{i=1}^n w_i \cdot \left(\frac{n-i}{n-1} \right) \quad (3)$$

dove:

n è il numero dei fattori utilizzati; w_i è il vettore dei fattori, tale che $w_i \in [0,1]$ e $\sum_{i=1}^n w_i = 1$;

Il suo complementare è l'indice di ANDness, che può essere definito come 1-ORness; i valori assunti da α sono compresi tra 0 (verso l'operatore di minimo, della strategia *risk-taking*) e 1 (operatore di massimo, corrispondente alla strategia *risk-averse*); un valore di α pari a 0,5 corrisponde alla strategia della combinazione lineare pesata, cioè della piena compensatorietà tra i fattori.

La dispersione (ω) è invece così formulata:

$$\omega(H) = -\sum_i w_i \cdot \ln w_i \quad (4)$$

L'indicatore di dispersione ω misura l'entropia associata al vettore dei pesi w_i e consente di avere un parametro sulla quantità di informazione impiegata nella procedura di aggregazione. I valori più bassi di ω si ottengono con gli operatori AND e OR, che impiegano un solo fattore ed hanno entropia zero, mentre, con gli operatori che utilizzano contemporaneamente tutti i fattori della procedura di valutazione si registrano i valori più alti. Non esiste un valore massimo teorico per questo indice in quanto esso aumenta all'aumentare del numero dei fattori utilizzati nella procedura di riordinamento. Considerato che ω cresce all'aumentare del numero dei fattori impiegati nella procedura di riordinamento, diversi autori, tra cui lo stesso Yager (1993), propongono di utilizzarne il maggior numero possibile, per un valore di α dato, secondo il principio di valorizzare il più possibile le informazioni a disposizione.

2.5 Classificazione dei risultati, selezione delle aree idonee ed analisi della fruibilità

I risultati della procedura di valutazione multicriteriale sono aggregati in sei classi di attitudine produttiva secondo lo schema seguente; in verde sono indicate le classi di attitudine produttiva migliori (I, II e III). Solo su queste si effettua la valutazione della fruibilità delle risorse territoriali.

Classe	Attitudine produttiva	Classe	Attitudine produttiva
I	Molto alta	IV	Bassa
II	Alta	V	Marginale
III	Media	VI	Nulla

Al fine di selezionare solo quelle aree che rispondono anche ad un criterio areale minimo, è previsto l'inserimento di una soglia di superficie minima contigua che, nel caso dell'uso agricolo di qualità, è pari ad 1 ha.

Come prima accennato, la procedura di valutazione multicriteriale consente di allocare le aree che meglio rispondono ai criteri di suscettività definiti per ciascun uso del suolo; si tratta di una potenzialità tipica di un territorio e proprio per questo nel modello proposto tale

caratteristica viene indicata come *attitudine produttiva*. La fruibilità è una variabile che ha una stretta dipendenza temporale e di conseguenza andrebbe valutata regolarmente, con cadenza almeno annuale. Anche se non scevra di una certa approssimazione, la valutazione della fruibilità per l'uso agricolo può essere condotta facilmente con un criterio di distanza euclidea di un'area rispetto al più vicino elemento considerato (strada, punto d'acqua, ecc.).

2.6 Analisi della suscettività

Le aree suscettive sono state mappate e riportate nella figura 4, con associato il grafico della ripartizione delle superfici nelle tre classi definite nel modello. Il numero degli ettari delle aree classificate come non suscettive per l'uso considerato è dato dalla somma delle aree con attitudine produttiva afferente alle classi dalla IV alla VI, delle aree con attitudine produttiva nulla e da quelle attualmente non fruibili. Il totale delle aree risultate suscettive ammonta a quasi 60000 ha, pari al 54,5% dell'intera superficie territoriale e di questi, circa 27700 ha (pari al 46,7%) appartengono alla I classe di suscettività. Gran parte di queste aree ricade nella Piana di Gioia Tauro e sono riferibili soprattutto alla I ed alla II classe di suscettività; date le caratteristiche di questo sistema geografico - la seconda pianura più estesa della Calabria - le aree suscettive rappresentano un *continuum* interrotto solamente dagli elementi del sistema antropico e dal corso delle due fiumare principali, il Petrace e il Mesima. Molto frammentate risultano invece le aree suscettive nella zona meridionale dell'area, caratterizzata dalle Unità di Paesaggio delle Colline della Costa Viola e dei Terrazzi di Palmi.

2.7 Analisi di sensibilità (Sensitivity Analysis)

È una procedura che ha come obiettivo quello di identificare gli effetti dei cambiamenti negli *input* (dati, giudizi di preferenza espressi dagli *stakeholders* e dai *decision makers*, ecc.) sui risultati delle analisi e quindi, come nel caso in esame, sulle procedure di aggregazione dei risultati e sulle valutazioni territoriali. Gli elementi da considerare in un'analisi di sensibilità sono i pesi assegnati ai vari criteri e i valori stessi (attributi) di ciascun criterio. Si può in tal modo misurare il grado di sensibilità della procedura di aggregazione utilizzata e dei conseguenti risultati ottenuti al variare dei due elementi dianzi indicati; possono così simularsi i possibili scenari variando, singolarmente o collettivamente, i vari elementi. È però opportuno che le variazioni da apportare, soprattutto per ciò che riguarda i pesi attribuiti, siano dell'ordine del $\pm 10\%$ rispetto ai valori utilizzati nell'analisi (Malczewski, 1999).

La procedura può essere intesa come una forma di test per verificare la stabilità di un modello implementato ed inoltre, evidenzia quelle aree che, appunto perché più soggette a variazione, necessitano di maggiore attenzione nel caso della revisione stessa del modello. Può anche essere utilizzata come supporto ad un'analisi di scenario o comunque, come verifica

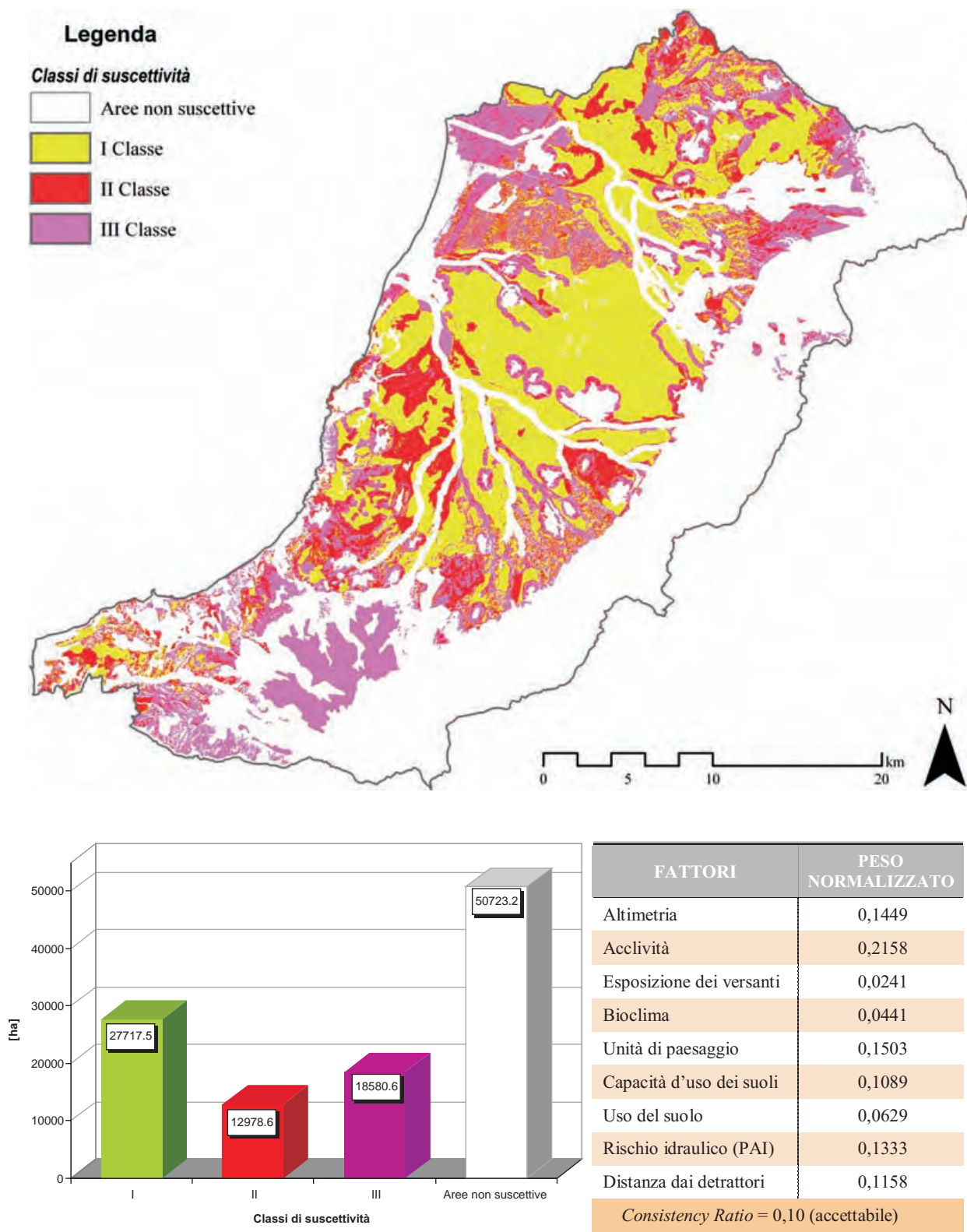


Figura 4 Mappa della suscettività per l'uso agricolo di qualità e rappresentazione grafica della ripartizione della superficie in ettari delle aree suscettive secondo le tre classi definite nel modello. In tabella è riportato l'autovettore principale della matrice con i pesi assegnati ai fattori inseriti nella procedura di OWA (*Ordered Weighted Average*). I parametri α e ω sono pari, rispettivamente, a 0,19 e 1,54. Emerge, quindi, il carattere di forte prudenza (*risk-averse*) dell'analisi implementata

dell'evoluzione temporale di un territorio (Store e Kangas, 2001). La tecnica della *sensitivity analysis* si dimostra assai utile nella verifica della variazione indotta sulla mappa della suscettività finale dalla variazione del peso relativo dei criteri utilizzati nell'analisi.

Nello specifico, la validità del modello di valutazione implementato è stata sperimentata attraverso due procedure, nettamente diverse, di pesatura dei fattori inseriti nell'analisi. La prima ha previsto una diversa attribuzione dell'importanza relativa dei fattori di valutazione, assegnando un peso più alto ai fattori "acclività dei versanti", "capacità d'uso dei suoli", "distanza dai detrattori" e diminuendo l'importanza relativa dei fattori "altimetria", "unità di paesaggio" ed "uso del suolo". La variazione dei pesi in questione modifica solo leggermente le aree suscettive per l'uso agricolo di qualità, che nel complesso diminuiscono del 5,65%. Risulta invece più marcata la ripartizione delle aree nell'ambito delle tre classi di suscettività, con un aumento del 13,5% di quelle afferenti alla I classe ed una quasi speculare diminuzione di quelle della II classe (- 14,9%). Le aree afferenti alla III classe rimangono praticamente invariate (+ 0,4%) come pure invariata rimane, nel complesso, la distribuzione delle aree suscettive. La seconda procedura ha un significato meramente di controllo, strutturata al fine di verificare e di dimostrare la forte importanza che riveste la pesatura dei fattori nell'allocation finale delle aree destinate ad un uso specifico. In quest'ultimo caso, diminuiscono le aree suscettive (- 11,5%) e si ha un fortissimo calo di quelle riferibili alla I classe (- 186,3%), accompagnato da un significativo aumento di quelle della II classe (+ 43,5%). A riprova di quanto detto prima, emerge una forte sensibilità del modello di valutazione implementato, non tanto sul totale delle aree idonee, quanto piuttosto sulla loro ripartizione all'interno delle tre classi di suscettività definite.

3 IL SISTEMA DEGLI INDICATORI AMBIENTALI

Ai fini della valutazione ambientale risulta essenziale la definizione di un idoneo insieme di indicatori che deve consentire principalmente di mettere in luce le caratteristiche ambientali e territoriali dell'area potenzialmente interessata dagli effetti di piano, di rendere misurabili gli obiettivi specifici, di valutare gli effetti significativi dovuti alle azioni previste e di monitorare il grado di attuazione del piano stesso. A tal fine, gli indicatori ambientali vengono intesi come strumenti in grado di fornire un'informazione sullo stato o sulla variazione di stato di un fenomeno che non sia di per sé assoggettabile a misurazione diretta, sintetizzando un certo numero di caratteristiche del sistema più complesso in cui il fenomeno stesso si manifesta.

Un indicatore ambientale, secondo una definizione largamente accettata in ambito scientifico è *"a parameter, or a value derived from parameters, which points to, provides information about, describes the state of a phenomenon/environment/area, with a significance extending beyond that directly associated with a parameter value"* (OECD, 2003).

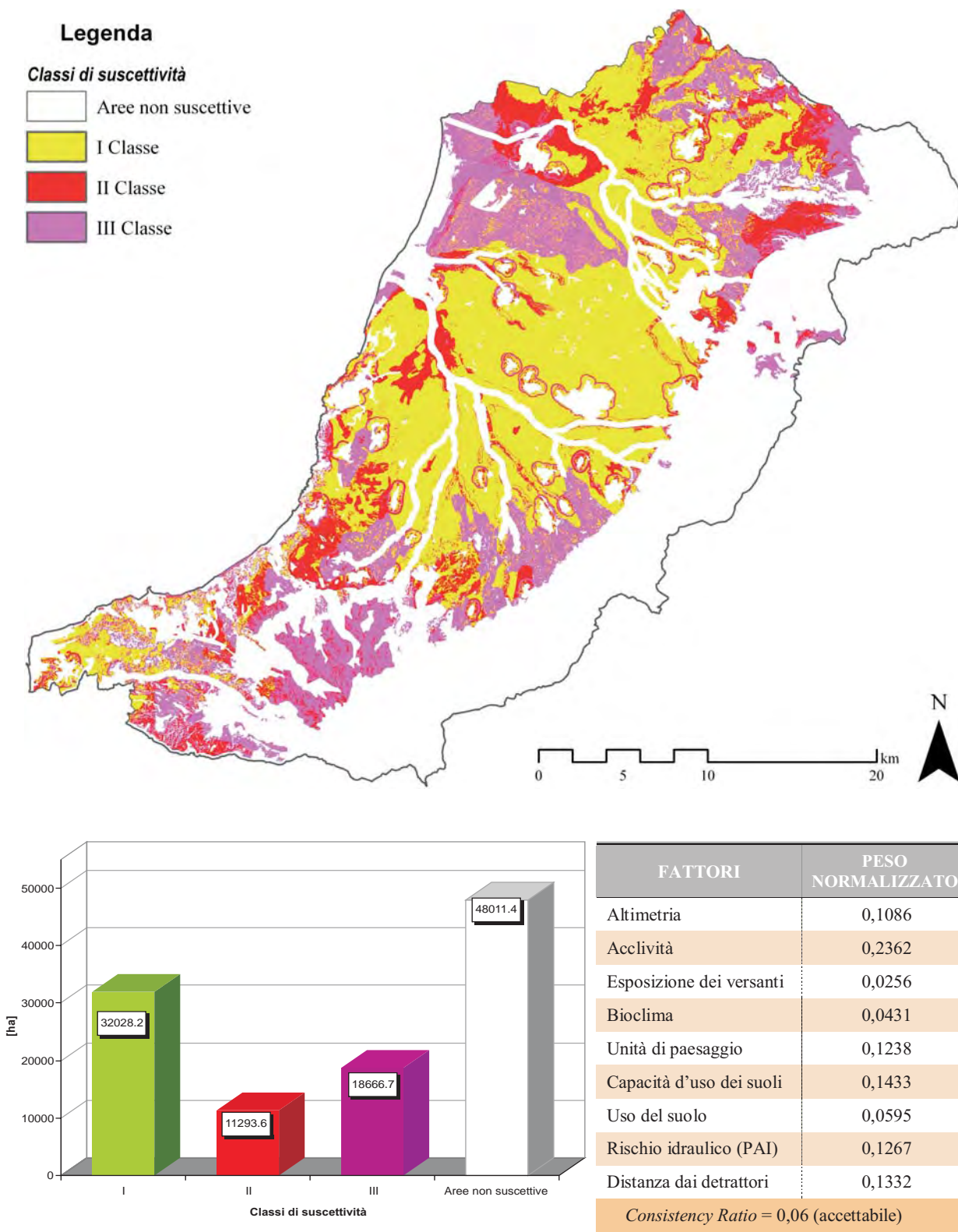


Figura 5 Analisi di sensibilità (*Sensitivity analysis*) condotta sulla valutazione della suscettività per l'uso agricolo di qualità e rappresentazione grafica della ripartizione della superficie in ettari delle aree suscettive secondo le tre classi definite nel modello. In tabella è riportato l'autovettore principale della matrice con i pesi assegnati ai fattori inseriti nella procedura di OWA (*Ordered Weighted Average*)

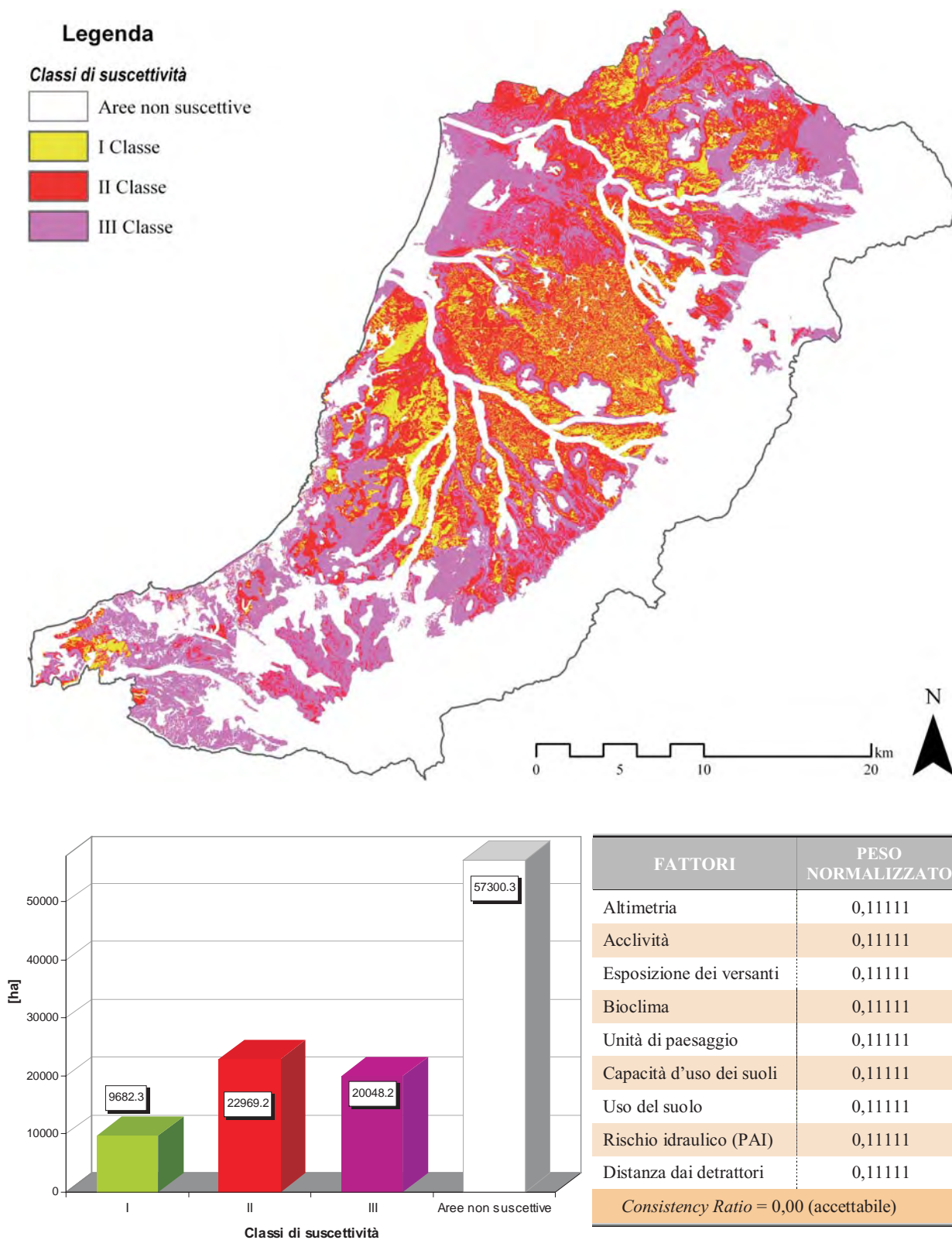


Figura 6 Analisi di sensibilità (*Sensitivity analysis*) condotta sulla valutazione della suscettività per l'uso agricolo di qualità adottando lo stesso peso relativo per tutti i fattori inseriti nella procedura di OWA (*Ordered Weighted Average*). In basso, rappresentazione grafica della ripartizione della superficie in ettari delle aree suscettive secondo le tre classi definite nel modello. In tabella è riportato l'autovettore principale della matrice con i pesi assegnati ai fattori

La problematica sul loro utilizzo riguarda non già la loro formulazione teorica, in genere robusta e basata su approcci scientifici consolidati, o il loro numero, ormai addirittura fin troppo elevato al punto che il loro trattamento può dar luogo ad un'informazione eccessivamente frammentata o addirittura ridondante; riguarda, piuttosto, il cosiddetto popolamento di questi indici, attraverso una raccolta di dati ordinata e che abbracci uno spazio di tempo sufficientemente ampio da poter cogliere eventuali cambiamenti dovuti all'applicazione di un piano. Inoltre, la sensibilità dei vari indicatori è assai variabile su scala spazio-temporale per cui, ai fini di una loro selezione, risulta importante tener conto delle diverse scale di lavoro adottate e considerare debitamente il fattore tempo. L'uso degli indicatori di sostenibilità si è sempre più diffuso dal momento che l'idea stessa di sostenibilità e di sviluppo sostenibile sono sempre più vaghe e difficilmente condensabili in una definizione univoca. La selezione di un opportuno set di indicatori consente non solo di valutare lo stato di fatto ma altresì, sulla base di una loro proiezione nel tempo secondo trend consolidati o secondo determinate scelte decisionali, di valutare i differenti scenari futuri anche in relazione agli obiettivi di sostenibilità posti alla base della strategia di pianificazione adottata.

Nel modello implementato, gli indicatori di sostenibilità sono classificati nelle tematiche ecologica, produttiva, economica, culturale e sociale. In questo lavoro, in particolare, si riportano gli indici di vegetazione NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) e quelli riferibili alla *Tasseled Cap Transformation*, elaborati per l'area di studio in due periodi ben differenziati al fine di verificarne l'evoluzione nel tempo; questi indici sono parte di un insieme più complesso strutturato secondo il modello DPSIR.

Com'è noto, il modello DPSIR si basa su una struttura di relazioni causali che legano tra loro gli elementi costituenti ed è stato sviluppato in ambito dell'Agenzia Ambientale Europea (EEA) a partire dal modello PSR (*Pressure-State-Response*) dell'OECD (*Organisation for Economic Cooperation and Development*). Allo stato attuale è riconosciuto come riferimento concettuale per l'integrazione della conoscenza ambientale e per la strutturazione degli indicatori ambientali.

3.1 L'indice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*)

L'NDVI è dato dal rapporto normalizzato tra la riflettanza nella banda del rosso e nel vicino infrarosso (Rouse *et al.*, 1973) e rappresenta presumibilmente l'indice di vegetazione più utilizzato negli studi territoriali, non secondariamente per la sua semplicità di computazione ed interpretazione. In formula:

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red}} \quad (5)$$

dove ρ_{NIR} e ρ_{Red} rappresentano, rispettivamente, la riflettanza misurata nelle bande dell'infrarosso vicino e del rosso, espressa in unità di radianza [$W \cdot sr^{-1} \cdot m^{-2}$].

Tale rapporto è stato dimostrato essere in stretta relazione con lo stato di salute della vegetazione, intesa come biomassa e area fogliare (*Leaf Area Index*), e con i processi biochimici ad essa correlati (attività fotosintetica). La caratteristica del comportamento dei pigmenti delle foglie non sottoposte a stress è infatti quella di riflettere anche meno del 20% della radiazione ricevuta nella regione spettrale compresa tra il rosso e il verde ($0,5 \div 0,7 \mu m$) ed allo stesso tempo di riflettere circa il 60% nell'infrarosso vicino ($0,7 \div 1,3 \mu m$). Vegetazione folta e sana riflette fortemente nell'infrarosso vicino ($\sim 0,8 \div 1 \mu m$) ed assorbe nella regione del rosso visibile ($\sim 0,6 \div 0,7 \mu m$). Il rapporto infrarosso vicino/rosso visibile è, di conseguenza, proporzionale a quantità e attività fotosintetica della vegetazione. L'NDVI sfrutta, quindi, la diversa risposta della copertura vegetale alle bande spettrali del visibile (rosso) e del vicino infrarosso, e fornisce un valore numerico adimensionale teoricamente compreso tra -1 e +1. Nella mappe elaborate, valori bassi di NDVI si riscontrano in aree a bassa o assente copertura vegetale, o dove la vegetazione presente è senescente o sofferente, mentre gli alti valori dell'indice rispecchiano una situazione di forte attività fotosintetica e quindi elevata presenza di fitomassa. Normalmente i valori di NDVI variano prevalentemente in un range compreso tra $-0,2 \div 0,6$ sulle terre emerse; rocce affioranti e suoli privi o con scarsa vegetazione mostrano un riflettanza simile nelle due bande e quindi valori dell'indice nell'intorno dello 0; allo stesso modo corpi d'acqua, neve e nubi mostrano valori vicini allo zero o leggermente negativi. In realtà, considerato che per il suo calcolo, come indicato in formula, in letteratura non vengono utilizzati i DN (*Digital Numbers*, normalizzati in un intervallo a 8 bit nell'intervallo chiuso $[-255, +255]$) ma i valori originari di radianza che possono anche essere negativi, anche per l'area in esame vi sono zone particolarmente ricche di biomassa vegetale con valori di NDVI di poco superiori a 1. L'NDVI può essere impiegato correlandolo allo stress idrico della vegetazione che nel periodo arido conduce ad una forte diminuzione di questo indice. Uno degli svantaggi di rilievo è rappresentato dalla non linearità degli indici basati sul rapporto tra bande e gli effetti di rumore aggiuntivi, in primo luogo l'influenza del percorso nell'atmosfera e quindi l'effetto di *scattering*, nonostante la normalizzazione dell'indice consenta di attenuare gli effetti della diversa illuminazione del suolo e della pendenza dei versanti. L'NDVI presenta un andamento non omogeneo al variare della vegetazione, con problemi di saturazione negli ambienti con biomassa vegetale molto elevata; parimenti, è un indice molto sensibile alle variazioni del suolo nell'intorno delle chiome, con degradazione molto forte dello stesso nel caso di un intorno con elevata luminosità (Huete, 1988).

In entrambe le immagini (fig. 7) è possibile notare che la massima concentrazione della superficie riguarda le classi del valore dell'NDVI comprese tra $0,25 \div 0,50$ e $0,50 \div 0,75$ pari, rispettivamente, al 46,9% e al 39,4% del totale. Assai poco significativa è la componente con

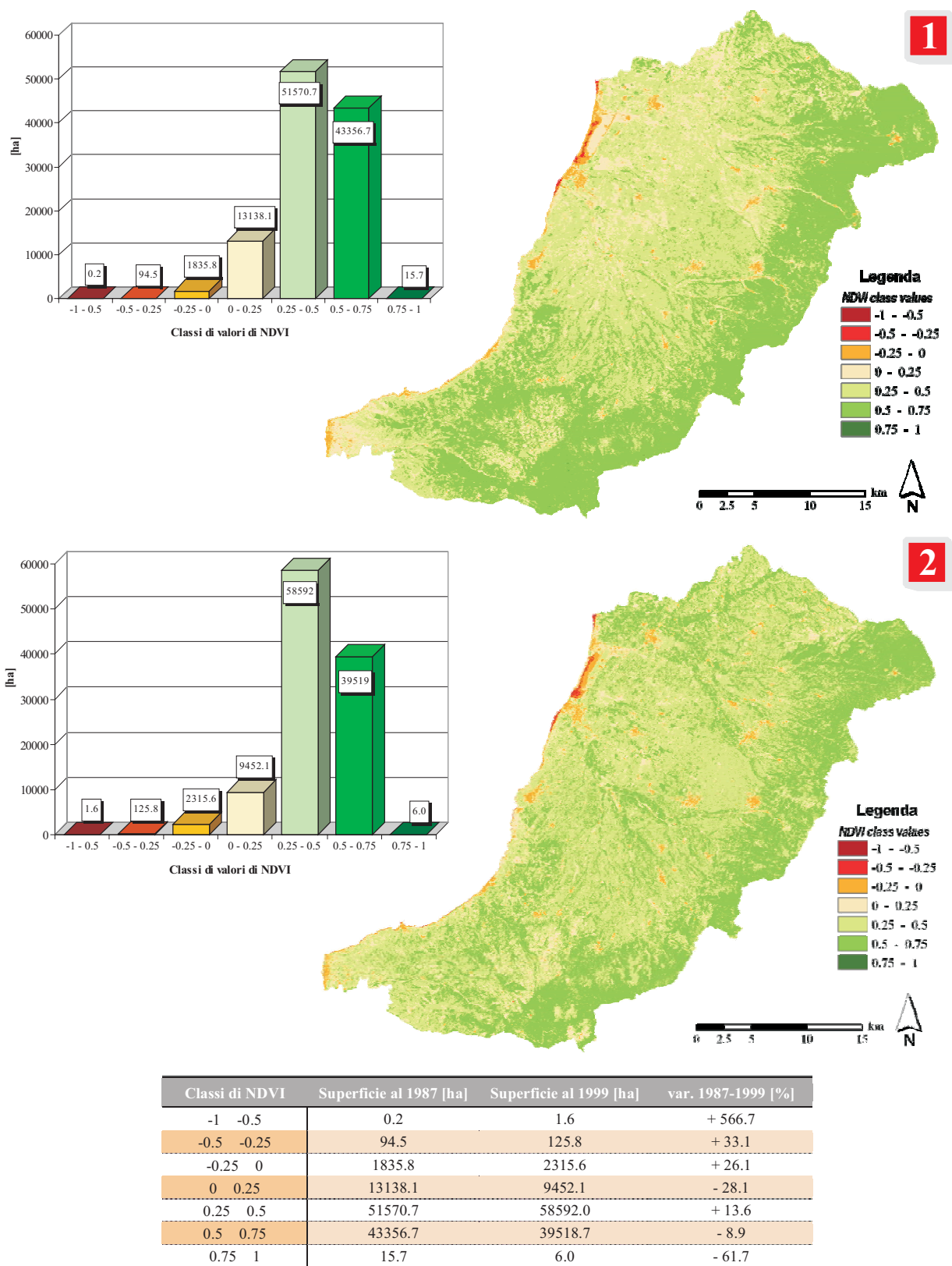


Figura 7 Valori dell'NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) calcolato su immagine Landsat TM del 13 giugno 1987 (1) e su immagine Landsat ETM+ del 26 settembre 1999 (2). Le classi di valore indici di una più intensa attività fotosintetica sono state riportate nelle tre tonalità di verde. La differenza più marcata tra le due immagini riguarda la classe di valore 0,5÷0,75, con una significativa diminuzione nel 1999. Nella tabella in basso sono riportate le superfici afferenti a ciascuna classe e le variazioni espresse in percento intercorse tra i due periodi considerati

valori superiori a 0,75, tipici di quelle aree con biomassa vegetale molto alta. Tra le due immagini si nota una marcata differenza nella distribuzione dei valori di NDVI attribuibili alla vegetazione fotosinteticamente attiva, con un aumento significativo nelle aree antistanti gli elementi del reticolo idrografico principale e nella Piana di Gioia Tauro. Si nota invece un forte calo nella parte montana, che sicuramente merita di essere indagata ulteriormente con l'acquisizione di ulteriori immagini per verificarne l'evoluzione nel tempo, meglio se acquisite in differenti periodi fenologici.

3.2 Gli indici della Tasseled Cap Transformation (TCT)

La *Tasseled-Cap Transformation* è una delle tecniche più utilizzate, soprattutto per studi sulla vegetazione, per migliorare la qualità delle informazioni spettrali contenute in immagini Landsat. Rientra nella categoria degli indici cosiddetti *soil-line based* o indici ortogonali e si fonda sul principio della compressione dei dati spettrali di immagini Landsat in poche bande associate alle caratteristiche fisiche della scena satellitare analizzata. In particolare, è stato dimostrato che le peculiarità della componente vegetale e del suolo vengono enfatizzate trattando opportunamente sei bande (ad esclusione di quella termica); le zone con un alto contenuto di biomassa vegetale ed il suolo nudo occupano principalmente due piani ortogonali definiti nelle tre dimensioni e separati da una linea di transizione in cui ricadono le aree parzialmente vegetate (Crist e Cicone, 1984).

Le tre dimensioni di cui sopra corrispondono ad altrettanti indici ortogonali indicati come *Brightness* (B), *Greenness Vegetation Index* (GVI) e *Wetness* (W), risultanti dalla diversa combinazione della riflettanza delle sei bande utilizzate (fig. 9):

- *Brightness*: è la misura della riflettanza totale ed è ottenuta attraverso la somma pesata di tutte le bande, definita secondo la direzione della variazione principale della riflettanza del suolo;
- *Greenness vegetation index*: è ortogonale alla *brightness* ed enfatizza il contrasto tra la banda del vicino infrarosso e le bande del visibile; fortemente correlato all'ammontare della vegetazione verde presente nella scena.
- *Wetness*: è ottenuto soprattutto dal contrasto della radiazione misurata nell'infrarosso corto (SWIR, *shortwave-infrared*) e nel visibile/infrarosso vicino (VNIR, *visible/near-infrared*); correlata, quindi, al contenuto idrico del suolo ed alla densità della copertura vegetale (Lillesand *et al.*, 2004).

La trasformazione *Tasseled Cap* è stata sviluppata da Kauth e Thomas (1976) per dati Landsat MSS; la seconda componente di essa è conosciuta come "*Greenness Index*" o "*Green Vegetation Index*" (GVI). Crist e Cicone (1984) hanno poi esteso l'analisi alle sei bande dei dati Landsat TM, ad eccezione della banda dell'infrarosso termico (fig. 2). Studi con l'utilizzo di immagini Landsat 7 ETM+ sono assai limitati in letteratura (Cohen *et al.*, 2003), come pure

pochi sono i lavori che hanno investigato l'utilizzo di questi indici ai fini della *change detection* (Healey *et al.*, 2005). Nel presente lavoro, per l'immagine ETM+ gli indici della TCT sono stati ottenuti tramite i coefficienti proposti da Huang *et al.*, 2005 (fig. 9).

Gli indici ottenuti con la TCT sono ampiamente utilizzati per discriminare aree con un differente *status* vegetativo (Maiersperger *et al.*, 2001; Rogan e Yool, 2001), per analisi di cambiamenti di copertura e di uso del suolo (Huang *et al.*, 2002, Rogan *et al.* 2002; Seto *et al.*, 2002), per applicazioni specifiche sulle aree pascolive (Rogan *et al.* 2002; Seto *et al.*, 2002) o per la valutazione del rischio di incendio (Mbow *et al.*, 2004). A differenza dell'NDVI, che utilizza due bande, la TCT incorpora un maggior contenuto informativo generato dalla combinazione di sei bande spettrali, migliorando in particolare la caratterizzazione della componente vegetativa grazie alla sua elevata sensibilità ai cambiamenti fenologici (Dymond *et al.*, 2002). Come si può notare in fig. 9, la similarità dei due sensori (TM ed ETM+) fa sì che, di conseguenza, sia simile anche il calcolo dei tre indici testé esposti. Per la definizione dell'indice di *brightness*, al fine di enfatizzare la riflettanza del suolo, la banda dell'infrarosso vicino ha un peso più elevato rispetto alle altre tre; l'indice di *greenness* permette di separare nettamente le aree con la maggiore attività fotosintetica, evidenziando al massimo il contrasto della risposta spettrale che la componente vegetale mostra nelle bande del rosso e del vicino infrarosso.

3.3 *Change Detection*

Nel campo del Telerilevamento satellitare, il confronto temporale tra immagini della stessa area ha pari importanza delle analisi basate sulla risposta spettrale dei vari elementi caratteristici e quindi delle analisi spaziali in senso stretto. È interessante analizzare sia fenomeni mutevoli nel breve termine sia nel lungo termine, com'è il caso ad esempio dei cambiamenti d'uso del suolo, di alcuni indici ambientali, ecc. Una delle procedure più diffuse è certamente la *change detection*, una tecnica utilizzata nel campo del telerilevamento per il monitoraggio dei cambiamenti temporali degli usi del suolo e per l'implementazione della quale sono necessari almeno due *datasets* ottenuti per la stessa area di studio in due momenti temporali differenti. Dal punto di vista strettamente teorico, è chiaro che la tipologia del sensore, la risoluzione geometrica e radiometrica, le bande spettrali nelle quali sono state acquisite le informazioni, il giorno e l'ora di acquisizione, ecc., dovrebbero coincidere o almeno essere simili (Lillesand *et al.*, 2004), condizione difficilmente riscontrabile nella realtà operativa; per cui si cerca di utilizzare scene satellitari il più possibile simili riguardo ai parametri sopra menzionati ed eventualmente procedere con operazioni di normalizzazione geometrica e radiometrica delle immagini da confrontare.

Nel caso in esame, le due immagini Landsat utilizzate nell'analisi rispondono a quasi tutti i requisiti indicati, considerata la forte similarità tra i sensori TM ed ETM+ (fig. 2). Fa

eccezione la data di acquisizione che, nel caso dell'immagine del 1987, ricade all'inizio del periodo estivo mentre, in quella del 1999, alla fine di tale stagione. Di conseguenza, le valutazioni effettuate debbono tener conto di questo elemento differenziale. Le immagini Landsat sono storicamente utilizzate in studi per la valutazione della *change detection* e ciò soprattutto grazie alla loro ampia disponibilità a prezzi contenuti, alla buona risoluzione geometrica e radiometrica ed alla loro sensibilità dimostrata ai cambiamenti del manto forestale (Healey *et al.*, 2005).

Il confronto temporale tra le due immagini ha riguardato l'indice NDVI ed è stato condotto utilizzando la tecnica della *change detection per pixel*. Vari studi condotti sulla base della *change detection* hanno dimostrato che le differenze temporali della vegetazione sono meglio identificabili quando si normalizzano le immagini di partenza utilizzando gli indici di vegetazione (Mas, 1999, Radeloff *et al.*, 2000, Rogan *et al.*, 2002). In particolare, sono stati individuati quei pixel che nel lasso temporale considerato hanno subito una variazione di almeno il 10% e di almeno il 25% del valore di NDVI (fig. 5) ed evidenziati in verde se si è registrato un incremento, ovvero in rosso nel caso di un decremento; in tonalità di grigio, nel caso di variazioni al di sotto della soglia prima indicata. Si nota come le due immagini differiscono fortemente; a parte il diverso periodo di ripresa delle scene, emergono delle difformità legate ad un aumento delle aree vegetate nella zona della piana di Gioia Tauro a cui si associa una forte riduzione delle aree con fitomassa elevata nella zona montana dell'area che, come prima sottolineato, va monitorata con una certa attenzione al fine di registrarne eventuali trend fortemente negativi.

4 CONCLUSIONI

I modelli per la pianificazione sostenibile e le metodologie per la valutazione del territorio rurale necessitano sempre più di un approccio multidisciplinare e della definizione di un insieme strutturato di procedure di validazione e monitoraggio degli effetti di piano. All'interno di un più ampio progetto di ricerca condotto dal gruppo di lavoro, con il presente contributo si è inteso fornire elementi di spunto per ulteriori sviluppi della ricerca nell'ambito delle procedure di validazione e di verifica della robustezza dei risultati ottenuti nella modellistica in campo ambientale. È stata altresì introdotta la variabile temporale sia nella procedura di valutazione adottata, sia nel monitoraggio degli effetti di piano con la strutturazione di un idoneo insieme di indicatori ambientali organizzati secondo il modello DPSIR. Nel dettaglio, si sono verificati i risultati ottenuti tramite il modello di pianificazione territoriale definito, adottando la tecnica della *sensitivity analysis* applicata alla procedura di valutazione del territorio ed analizzati alcuni indici di vegetazione ottenuti attraverso immagini satellitari Landsat, con attenzione alla loro evoluzione temporale. Nel prosieguo del lavoro, le linee di ricerca sono state diversificate in due filoni paralleli: da un lato si procederà

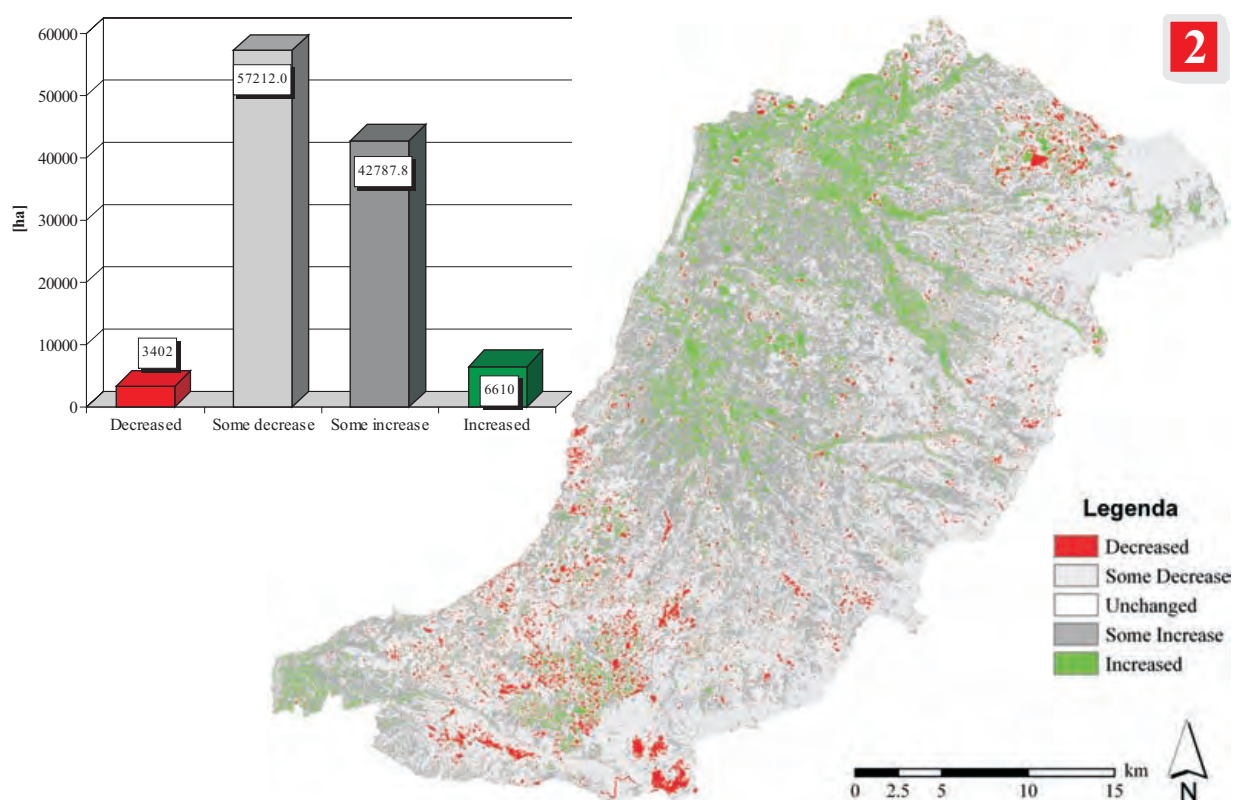
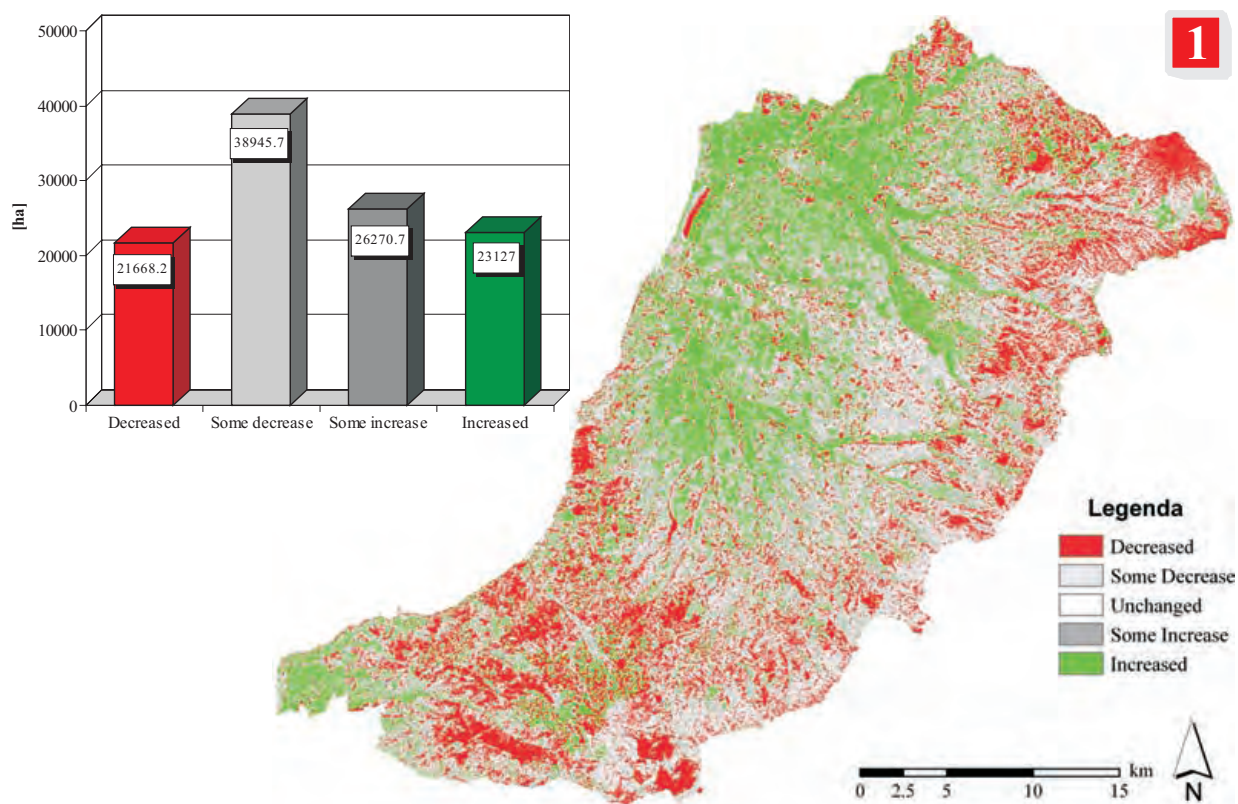


Figura 8 Analisi della variazione dei valori di NDVI tra il 1987 e il 1999 con la tecnica della *change detection* condotta secondo la metodologia del confronto *per pixel*. Nella figura in alto, sono evidenziati gli incrementi (in verde) o i decrementi (in rosso) di questo indice superiori ad una soglia del 10% rispetto al valore del 1987; in basso, si sono evidenziati quelli superiori al 25%. I valori al di sotto di tale soglia sono stati riportati in tonalità di grigio

Tasseled Cap Transformation

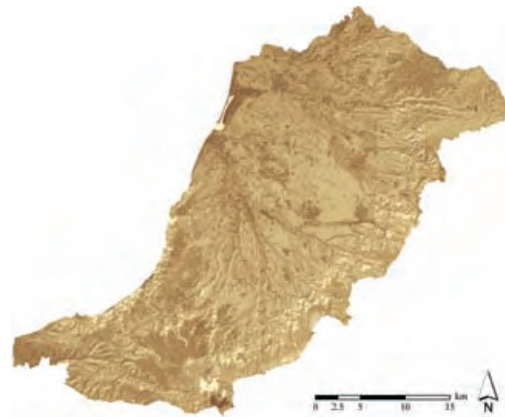
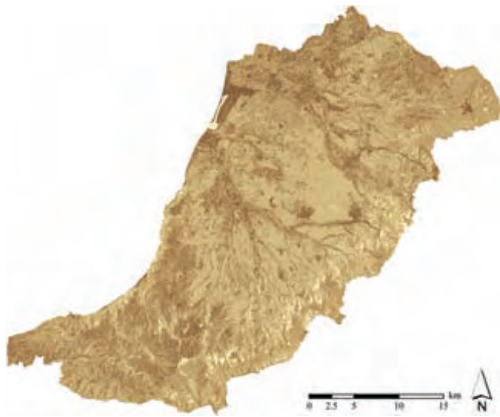
Landsat TM 13/6/1987

Landsat ETM+ 26/9/1999

Brightness

$$\text{Brightness} = 0.3037(TM1) + 0.2793(TM2) + 0.4743(TM3) + 0.5585(TM4) + 0.5082(TM5) + 0.1863(TM7)$$

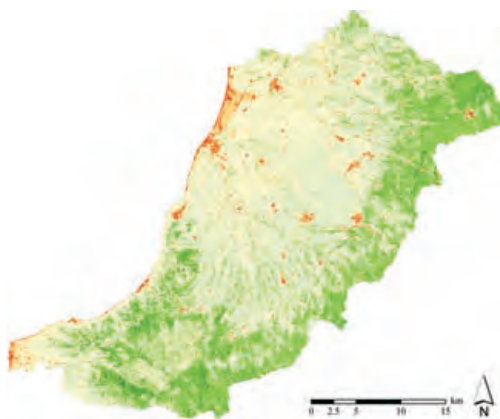
$$\text{Brightness} = 0.3561(ETM+1) + 0.3972(ETM+2) + 0.3904(ETM+3) + 0.6966(ETM+4) + 0.2286(ETM+5) + 0.1596(ETM+7)$$



Greenness Vegetation Index (GVI)

$$\text{Greenness} = -0.2848(TM1) - 0.2435(TM2) - 0.5436(TM3) + 0.7243(TM4) + 0.0840(TM5) - 0.1800(TM7)$$

$$\text{Greenness} = -0.3344(ETM+1) - 0.3544(ETM+2) - 0.4556(ETM+3) + 0.6966(ETM+4) - 0.0242(ETM+5) - 0.2630(ETM+7)$$



Wetness

$$\text{Wetness} = 0.1509(TM1) + 0.1973(TM2) + 0.3279(TM3) + 0.3406(TM4) - 0.7112(TM5) - 0.4572(TM7)$$

$$\text{Wetness} = 0.2626(ETM+1) + 0.2141(ETM+2) + 0.0926(ETM+3) + 0.0656(ETM+4) - 0.7629(ETM+5) - 0.5388(ETM+7)$$

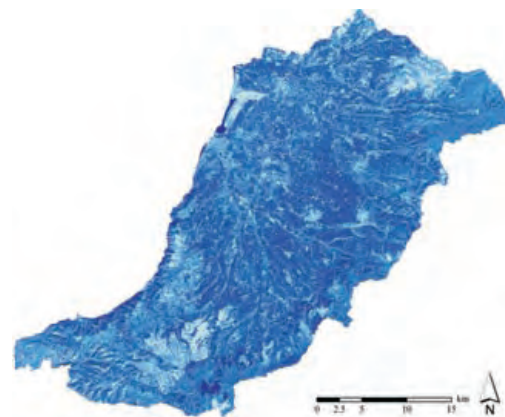
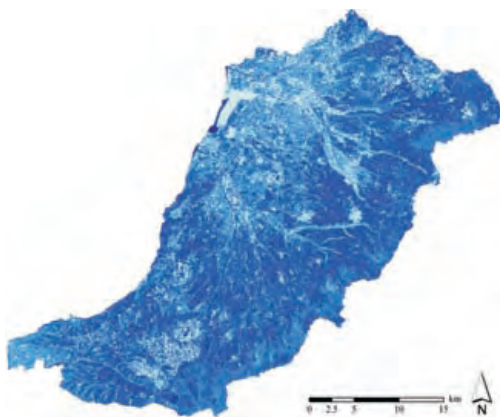


Figura 9 Indici di *Brightness* (B), *Greenness* (GVI) e *Wetness* (W) della Tasseled Cap Transformation condotta utilizzando gli indici di Crist & Cicone (1984) per l'immagine Landsat TM e gli indici di Huang et al., 2002 per l'immagine Landsat ETM+. TM_i ed $ETM+_i$ sono le i -esime bande spettrali delle due immagini. I coefficienti utilizzati per la determinazione dei tre indici differiscono di poco data la forte similarità dei sensori TM e ETM+

con l'implementazione del livello locale in alcuni casi studio specifici situati sempre nell'area geografica del versante tirrenico della provincia di Reggio Calabria; dall'altro lato, si continuerà nella strutturazione del set di indicatori implementato e nella relativa popolazione dei vari indici, al fine di verificarne la robustezza nella valutazione del raggiungimento degli obiettivi di sostenibilità del piano.

5 BIBLIOGRAFIA

- Barreca F., Di Fazio S., Modica G. (2004a) A GIS-Based Decision Support System for the Sustainable Management of Grazing in Protected Areas, *International Symposium of the CIGR 2nd Technical Section*. Evora, may 2004 Portugal.
- Barreca F., Di Fazio S., Modica G. (2004b) La pianificazione sostenibile della pastorizia nelle aree naturali protette. Strumenti e metodi, *XXV Conferenza Italiana di Scienze Regionali*, Novara 6-8 ottobre 2004.
- Crist, E.P., Cicone, R.C. (1984) A physically-based transformation of Thematic Mapper data - the TM Tasseled Cap, *IEEE Trans. on Geosciences and Remote Sensing*, GE-22: 256-263.
- Cohen W., Maersperger T., Yang. Z., Gower S. (2003) Comparisons of land cover and LAI estimates derived from ETM+ and MODIS for four sites in North America: a quality assessment of 2000/2001 provisional MODIS products. *RS of Envir.* (88): 233-255.
- Dymond, C.C., Mladenoff, D.J., Radeloff, V.C. (2002) Phenological differences in Tasseled Cap indices improve deciduous forest classification. *Remote Sensing of Env.*, 80, 460-472.
- Eastman, J.R. (2001) *Guide to GIS and Image Processing, Vol. 2*, Clark Labs of Clark University, Worcester, MA (USA).
- Fichera C.R., Modica G. (2007a) *Implementazione di un modello multicriteriale in ambiente GIS per la pianificazione sostenibile del territorio rurale*. Iiriti Ediz., RC (in stampa).
- Fichera C.R., Modica G. (2007b) *La pianificazione sostenibile del territorio rurale. Un caso di studio nel versante tirrenico della provincia di Reggio Calabria*. Iiriti Ediz., RC (in stampa).
- Huang C., Wylie B., Yang L., Homer C., Zylstra G. (2002) *Derivation of a tasseled cap transformation based on Landsat 7 at-satellite reflectance*. USGS, EROS Data Center.
- Illera P., Fernandez A., Calle A. & Casanova J.L. (1996) Temporal evolution of the NDVI as an indicator of forest fire danger. *Int. Journal of Remote Sensing*, Vol. 17: 1093-1105.
- Kauth, R.J., Thomas, G.S. (1976) The tasseled cap - A graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat. In: *Proceedings of Remotely Sensed Data* (41-57). West Lafayette, IN: Purdue University
- Healey S., Cohen W., Yang. Z., Krankina O. (2005) Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. *RS of Envir.* (97): 301-310.

- Lillesand T.M., Kiefer, R.W., Chipman J.W. (2004) *Remote Sensing and Image Interpretation (5th Edition)*. New York: John Wiley & Sons, 784 pp.
- Maiersperger T.K., Cohen W.B., Gano L. (2001) A TM-based hardwood-conifer mixture index for closed canopy forests in the Oregon Coast Range. *IJRS*, 22(6), 1053-1066.
- Malczewski J. (1999) *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. John Wiley & Sons, 408 pp.
- Mas, J.F. (1999) Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *Int. Journal of Remote Sensing*, 20 (1), 139– 152.
- Matthews K.B., Sibbald A.R., Craw S. (1999) Implementation of a spatial decision support system for rural land use planning: integrating GIS and environmental models with search and optimisation algorithms. *Computers & Elect. in Agriculture*, 23: 9–26.
- Mbow C., Goital K., Béné G. B. (2004) Spectral indices and fire behaviour simulation for fire risk assessment in savannah ecosystems. *Remote Sensing of Environment* (91): 1-13.
- OECD (2003) Environmental Indicators. Development measurement and use. OECD, Paris.
- Price K., Guo X., Stiles J. M. (2002) Optimal Landsat TM band and vegetation indices for discrimination of six grassland types in eastern Kansas. *Int. Journal of R.S.*, 23, 5031-5042.
- Radeloff V., Mladenoff D., Boyce M. (2000) Effects of interacting disturbances on landscape patterns: budworm defoliation and salvage logging. *Ecol. Applic.*, 10 (1), 233-247.
- Rogan J., Yool S.R. (2001) Mapping fire-induced vegetation depletion in the Peloncillo Mountains, Arizona and New Mexico. *Int. Journal of Remote Sensing*, 22(16), 3101-3121.
- Rogan J., Franklin, J., Roberts D. (2002) A comparison of methods for monitoring multi-temporal vegetation change using Thematic Mapper imagery. *RS of Environ.* 80, 143-156.
- Saaty T.L. (1980) *The Analytic Hierarchy Process*, third ed., McGraw-Hill, New York.
- Seto K.C., Woodcock C.E., Song C., Huang X., Lu J., Kaufmann R.K. (2002) Monitoring land-use change in the Pearl River Delta using Landsat TM. *IJRS*, 23(10), 1985-2004.
- Steiner F., McSherry L., Cohen J. (2000) Land suitability analysis for the upper Gila River watershed, *Landscape Urban Planning*, 50 (4), 199–214.
- Store R., Kangas J. (2001) Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning* (55) 2: 79-93.
- Todd, S. W., Hoffer, R. M., & Milchunas, D. G. (1998) Biomass estimation on grazed and ungrazed rangelands using spectral indices. *IJRS*, 19(3), 427-438.
- Yager, R.R. (1988) - On ordered weighted averaging aggregation operators in multi-criteria decision making. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics* 18(1): 183-190.
- Yager, R.R. (1993) Families of OWA operators. *Fuzzy Sets and Systems*, 59 (1993): 125-148.
- Zha Y., Gao J., Ni S. (2003) Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. *Int. Journal of Remote Sensing*, 24(3), 583-594.

ABSTRACT

The multifunctional character of the rural territory requires a multidisciplinary approach. The current attention to the sustainable development of rural landscapes should keep account of all its natural and anthropic components and their mutual relations.

Since about ten years, the present work group is pledged in the definition of sustainable rural planning models. In fact, the recognized complexity of the rural space requires a dynamic approach so as to find out the optimal allocation of the resources by exploring the possible alternatives and their mutual impacts. At the same time, sustainable planning should suggest regulation and accessibility to the resources. The present work analyzes with particular attention the choice and the aggregation of a reasonably limited number of environmental indicators which can best describe, in a complete way, the territory. The implemented system of environmental indicators should also point out the best direction of sustainable territorial development.

The present work is subdivided into two sections. In the first one a GIS-model for the optimal allocation of the agro-forestry and grazing resources is introduced. Choice and normalization of criteria, attribution of the weights and procedures of aggregation of the results are discussed. Subsequently sensitivity analysis is performed with the aim of validating the robustness of results. In the second section the set of environmental indicators, according to the DPSIR model, is introduced. The availability of a group of rational environmental indicators not only allows for the carrying out of the appraisals on the current conditions of the territory, but also helps in estimating, and therefore directing, the future evolutions in relation to the considered planning dynamics.

The final part of the work is dedicated to the study of the recent evolution of the territory investigated. Remote sensing images have been used to perform change detection analysis. The use of a GIS offers powerful tools for the investigation of the spatial configuration of the environmental indicators and therefore of the landscape configuration. Furthermore, comparison of remotely sensed data acquired in different time periods allows a comparative study of the landscape evolution.