

UNIVERSITÀ degli STUDI della TUSCIA

Dipartimento di Ecologia e Sviluppo Economico Sostenibile

**DOTTORATO di RICERCA in
ECOLOGIA E GESTIONE DELLE RISORSE BIOLOGICHE - XVIII CICLO**

**Analisi della vegetazione naturale in aree vulnerabili alla
desertificazione mediante telerilevamento: i casi di studio di
Monte Coppolo e Bosco Pantano in Basilicata**

Settori disciplinari
BIO/07 - BIO/03

Coordinatore:
Ch.mo Prof. Giuseppe NASCETTI

Tutor:
Dott.ssa Patrizia MENEGONI

Dottoranda:
Dott.ssa Claudia TROTTA

A Michele...

INDICE

	Pag.
1. PREMESSA	9
2. INTRODUZIONE	11
2.1 La desertificazione.....	11
2.2 Il degrado delle risorse vegetali.....	13
2.3 La scelta del telerilevamento come strumento di indagine per lo studio della vegetazione	16
2.3.1 Il telerilevamento satellitare o Remote Sensing.....	16
2.3.2 Il contributo della fotografia aerea per analisi storiche.....	18
2.4 Scopo e struttura della tesi.....	19
2.4.1 Analisi della vegetazione: stato e cambiamenti.....	22
2.4.2 Stima dell'indice di area fogliare (<i>Leaf Area Index</i> - LAI).....	22
2.4.3 Analisi multitemporale di Indici spettrali di Vegetazione in funzione dei dati meteorologici	24
2.4.4 Struttura della tesi.....	25
3. LE AREE DI STUDIO	27
3.1 Bosco Pantano.....	28
3.2 Monte Coppolo.....	29
3.3 Aspetti climatici e fitoclimatici	31
4 STRUMENTI E METODOLOGIE DI INDAGINE: IL TELERILEVAMENTO PER LO STUDIO DELLA VEGETAZIONE	35
4.1 Definizione e componenti di un sistema di telerilevamento.....	35
4.2 Principi fisici del telerilevamento.....	36
4.2.1 Lo spettro elettromagnetico	37
4.2.2 Interazione tra energia elettromagnetica e materia.....	38
4.2.2.1 <i>Interazione tra energia elettromagnetica e atmosfera</i>	39
4.2.2.2 <i>Comportamento spettrale dei corpi</i>	42
4.2.2.3 <i>Comportamento spettrale della vegetazione</i>	43
4.3 I satelliti per l'osservazione della Terra	44
4.3.1 Risoluzioni degli strumenti per il telerilevamento	45
4.3.2 Missioni Landsat	46
4.3.3 Ikonos	49
4.4 Elaborazione digitale delle immagini.....	50
4.4.1 Le correzioni geometriche	52
4.4.2 Le correzioni radiometriche	54
4.4.3 Enfaticizzazione o cosmesi delle immagini digitali	57
4.4.4 Tecniche di classificazione.....	57
4.4.4.1 <i>Misura della separabilità spettrale</i>	59

4.4.4.2	<i>L'algoritmo di classificazione a massima verosimiglianza (Maximum Likelihood)</i>	60
4.4.4.3	<i>Accuratezza delle classificazioni</i>	61
4.4.5	Indici spettrali di Vegetazione	63
5.	ANALISI DELLA VEGETAZIONE: STATO E CAMBIAMENTI	67
5.1	Indagini di campo	68
5.2	Elaborazione delle carte della vegetazione da immagini Ikonos	69
5.2.1	Pre-processing delle immagini satellitari	69
5.2.1.1	<i>La correzione geometrica</i>	70
5.2.1.2	<i>Le correzioni radiometriche</i>	71
5.2.2	Classificazione supervised delle immagini satellitari	71
5.3	Analisi storica dei cambiamenti mediante foto aeree	73
5.4	La vegetazione del Bosco Pantano	74
5.4.1	Inquadramento e distribuzione della vegetazione reale attuale	74
5.4.1.1	<i>La vegetazione delle dune</i>	74
5.4.1.2	<i>La macchia mediterranea</i>	75
5.4.1.3	<i>I boschi</i>	76
5.4.1.4	<i>Praterie</i>	77
5.4.1.5	<i>Mosaici retrodunali</i>	78
5.4.1.6	<i>Vegetazione dei canali</i>	78
5.4.1.7	<i>Le pozze</i>	78
5.4.1.8	<i>I giuncheti</i>	79
5.4.2	Mappa della vegetazione di Bosco Pantano da Ikonos	79
5.4.2.1	<i>Analisi e separabilità delle firme spettrali</i>	80
5.4.2.2	<i>Accuratezza della classificazione</i>	85
5.4.2.3	<i>Classificazione dell'area dei mosaici retrodunali</i>	86
5.4.3	Evoluzione della vegetazione in relazione a fattori antropici	89
5.5	La vegetazione di Monte Coppolo	94
5.5.1	Inquadramento e distribuzione della vegetazione reale attuale	94
5.5.1.1	<i>La lecceta</i>	94
5.5.1.2	<i>La macchia</i>	94
5.5.1.3	<i>Il bosco misto caducifoglio</i>	94
5.5.2	Mappa della vegetazione di Monte Coppolo da Ikonos	95
5.5.2.1	<i>Analisi e separabilità delle firme spettrali</i>	96
5.5.2.2	<i>Accuratezza della classificazione</i>	99
5.6	Discussione	103
5.6.1	Le indagini di campo	103
5.6.2	Le indagini da remoto	104
6.	STIMA DELL'INDICE DI AREA FOGLIARE (LAI)	109
6.1	Campionamento del LAI	110
6.1.1	Il LAI-2000 <i>Plant Canopy Analyser</i>	111
6.1.2	Campagne di rilevamento del LAI	113
6.2	Pre-processing delle immagini satellitari	114
6.3	Indici spettrali di vegetazione (VI)	115
6.3.1	Saturazione degli indici	116
6.4	Analisi statistiche	117
6.5	Analisi del LAI misurato	119
6.6	Relazioni fra LAI e dati satellitari Ikonos	120

6.6.1	Regressioni lineari semplici fra LAI e Indici di Vegetazione per anno ...	120
6.6.2	Regressioni lineari semplici fra LAI e Indici di Vegetazione per tipologia di vegetazione	122
6.6.3	Regressioni lineari multiple fra LAI e bande spettrali Ikonos.....	123
6.7	Relazioni fra LAI e dati satellitari Landsat	128
6.7.1	Regressioni lineari semplici fra LAI e Indici di Vegetazione per anno ...	128
6.7.2	Regressioni lineari multiple fra LAI e bande spettrali Landsat.....	130
6.8	Discussione	134
6.8.1	Prima fase dell' <i>upscaling</i>	134
6.8.2	Seconda fase dell' <i>upscaling</i>	137
7.	ANALISI MULTITEMPORALE DI INDICI SPETTRALI DI VEGETAZIONE IN FUNZIONE DI DATI METEOCLIMATICI	141
7.1	Immagini Landsat	141
7.1.2	La serie storica.....	141
7.1.3	Indici spettrali di vegetazione.....	142
7.1.4	Pre-processing delle immagini satellitari	143
7.2	Dati meteorologici.....	143
7.3	Analisi statistiche	145
7.4	Variazioni interannuali nelle serie storiche di parametri climatici e indici di vegetazione	145
7.5	Relazioni fra parametri climatici e indici di vegetazione.....	146
7.5.1	Analisi per area di studio	146
7.5.2	Analisi per tipologia di vegetazione	146
7.6	Discussione	150
8.	CONCLUSIONI	153
9.	BIBLIOGRAFIA	157
	Ringraziamenti	171
	Indice delle figure e delle tabelle	173
	Appendice A	177
	Appendice B	182

1. PREMESSA

La presente tesi di dottorato è stata svolta presso il Centro Ricerche ENEA Casaccia (Roma) nell'ambito del progetto denominato *RIADE (Ricerca Integrata per l'Applicazione di tecnologie e processi innovativi per la lotta alla Desertificazione)*¹. RIADE ha come obiettivo generale lo sviluppo di un sistema informativo integrato per il monitoraggio dei processi di desertificazione nel meridione d'Italia che sia in grado di contribuire alla determinazione dei rapporti causa-effetto nel fenomeno in esame ed a supportare gli interventi di salvaguardia e recupero del territorio e di mitigazione dei processi di desertificazione e dei fattori che li determinano. Materiali, softwares e strumentazione utilizzata in questo lavoro sono stati acquisiti nel corso del progetto e secondo gli obiettivi specifici delle attività in cui si è inserito il dottorato di ricerca.

In particolare in questa tesi è stato affrontato lo studio della vegetazione mediante un approccio sperimentale basato sull'utilizzo del telerilevamento satellitare come strumento di indagine. Il lavoro ha interessato due siti localizzati in aree della Basilicata vulnerabili alla desertificazione ed è stato articolato in tre parti con obiettivi differenti.

Nella prima parte del lavoro (cap. 5), immagini satellitari ad alta risoluzione (Ikonos) sono state utilizzate per descrivere con un elevato dettaglio la distribuzione attuale della vegetazione nelle aree indagate, adottando, in tal modo, una metodologia in grado di risultare competitiva con le tradizionali tecniche di cartografia della vegetazione. I prodotti che ne sono derivati, propedeutici per le fasi successive, colmano una lacuna nella conoscenza delle due aree di studio e possono costituire un punto di partenza per ulteriori analisi. Alla descrizione della vegetazione attuale è stata associata anche, per una delle due aree di studio, un'indagine sull'evoluzione della vegetazione naturale basata sulla interpretazione di foto aeree.

Nella seconda parte (cap. 6), è stato invece utilizzato un approccio integrato tra dati satellitari ad alta e media risoluzione (Ikonos e Landsat) per implementare dei modelli regressivi di stima di un importante parametro biofisico: l'indice di area fogliare (LAI).

Lo scopo è stato quello di testare un metodo in grado di sfruttare l'elevata scala spaziale dei

¹Progetto cofinanziato dal MIUR nell'ambito del Programma Operativo Nazionale di "Ricerca, Sviluppo Tecnologico ed Alta Formazione, 2000 - 2006" e coordinato dal dott. Iannetta del Gruppo Lotta alla Desertificazione dell'ENEA.

dati ad alta risoluzione (4m), al fine di poter descrivere al meglio l'eterogeneità della distribuzione del parametro ed al contempo, ottimizzare le misure in campo per la calibrazione dei modelli. Le mappe di distribuzione del LAI stimato mediante questi modelli sono state utilizzate come “verità a terra” per la calibrazione di modelli basati invece su dati satellitare a media risoluzione (30m). L'uso del dato a media risoluzione risulta indispensabile nello studio e nel monitoraggio di quei fenomeni che assumono rilevanza su grandi scale in quanto, al contrario del dato ad alta risoluzione, esso è caratterizzato da una maggiore estensione della superficie di territorio ripresa e da una periodicità di acquisizione regolare, costituendo un valido strumento per il controllo e lo studio delle dinamiche territoriali. Immagini satellitari a media risoluzione, quali le Landsat, costituiscono anche una serie storica relativamente ampia (circa un trentennio) con la quale poter effettuare indagini multitemporali risalendo indietro nel tempo. Quindi, in questa parte del lavoro si è cercato di valutare se i modelli semi-empirici, calibrati per la situazione attuale, fossero utilizzabili per derivare stime quantitative della variabile biofisica utilizzando riprese satellitari effettuate in altri momenti, ovvero estrapolando temporalmente le relazioni trovate.

Nell'ultima parte del lavoro (cap. 7), una serie di immagini Landsat relative al periodo 1984-2005 è stata utilizzata per analizzare la sensibilità di alcuni indici di vegetazione, derivati dai dati multispettrali, alla variabilità climatica interannuale, analizzando al contempo le diverse risposte delle singole formazioni vegetali presenti nelle aree di studio.

Nel contributo che segue si descrivono nel dettaglio le tecniche e le metodologie di indagine adottate con particolare rilievo al telerilevamento, si discutono i risultati ottenuti nel corso delle attività, e si evidenziano i limiti applicativi e le potenzialità che questo strumento, grazie ai continui sviluppi tecnologici e alla disponibilità di dati sempre più aggiornati, può offrire per integrare le tecniche di rilevamento e monitoraggio tradizionali nel contribuire a comprendere la vulnerabilità dell'ambiente all'antropizzazione incontrollata e all'innescarsi di processi di desertificazione.

2. INTRODUZIONE

2.1 La desertificazione

Il concetto di *desertificazione* è comunemente associato nell'immaginario collettivo al processo naturale di espansione dei deserti sabbiosi. In realtà, questo fenomeno prende il nome di *desertizzazione*, mentre con il termine *desertificazione* si indica un fenomeno ben più ampio e complesso che sottende quei processi ambientali, sociali ed economici attraverso i quali le risorse naturali ed il potenziale produttivo dei terreni subiscono un degrado irreversibile.

Un elemento comune che associa le aree soggette a desertificazione è indubbiamente la progressiva riduzione dello strato superficiale del suolo e della sua capacità produttiva (CNLD, 1998).

La prima definizione di desertificazione fu adottata proprio in base ad un criterio di produttività biologica durante la Conferenza delle Nazioni Unite sulla Desertificazione di Nairobi (1977):

“riduzione o distruzione del potenziale biologico del terreno che può condurre a condizioni desertiche”.

Questa definizione prescindeva dalla posizione geografica delle aree colpite, dalle loro caratteristiche climatiche, dalle cause (naturali o antropiche) e dai processi all'origine del degrado del potenziale biologico del suolo.

Successivamente, durante la Conferenza delle Nazioni Unite su Ambiente e Sviluppo (Rio de Janeiro, 1992) fu adottata la definizione seguente:

“degrado delle terre nelle aree aride, semi-aride e sub-umide secche, attribuibile a varie cause, fra le quali variazioni climatiche ed attività umane”.

poi recepita nell'ambito della Convenzione Internazionale delle Nazioni Unite sulla lotta alla Siccità e alla Desertificazione (UNCCD, 1994).

Questa definizione, al contrario della precedente, circoscrive in funzione delle caratteristiche climatiche, l'ambito territoriale interessato dal fenomeno, e introduce esplicitamente fra le cause, oltre alle variazioni climatiche, l'azione dell'uomo.

Secondo le stime del Programma per l'Ambiente delle Nazioni Unite (United Nations Environment Program - UNEP), il 39% delle terre del pianeta e circa 250 milioni di persone

in oltre 100 Paesi, sono direttamente minacciate da questo fenomeno. In questi Paesi la desertificazione si manifesta con “la diminuzione o la scomparsa della produttività e complessità biologica o economica delle terre coltivate..., delle praterie, dei pascoli, delle foreste o delle superfici boschive causate dai sistemi di utilizzo della terra, o da uno o più processi, compresi quelli derivanti dall'attività dell'uomo e dalle sue modalità di insediamento, tra i quali l'erosione idrica, eolica.....”, e con “il deterioramento delle proprietà fisiche, chimiche e biologiche o economiche dei suoli;” nonché “la perdita protratta nel tempo di vegetazione naturale” (UNCCD, Art 1f, 1994).

La desertificazione interessa con intensità ed estensione diverse, anche i paesi europei che si affacciano sul bacino del Mediterraneo. In Italia circa il 52% della superficie del Paese è esposta al rischio di processi di degradazione del suolo (Atlante Nazionale delle Aree a Rischio di Desertificazione, 2003; fig. 2.1).

Le aree maggiormente interessate sono alcune fasce costiere della Sicilia e della Sardegna, le isole minori e alcune porzioni di Puglia, Basilicata e Calabria.

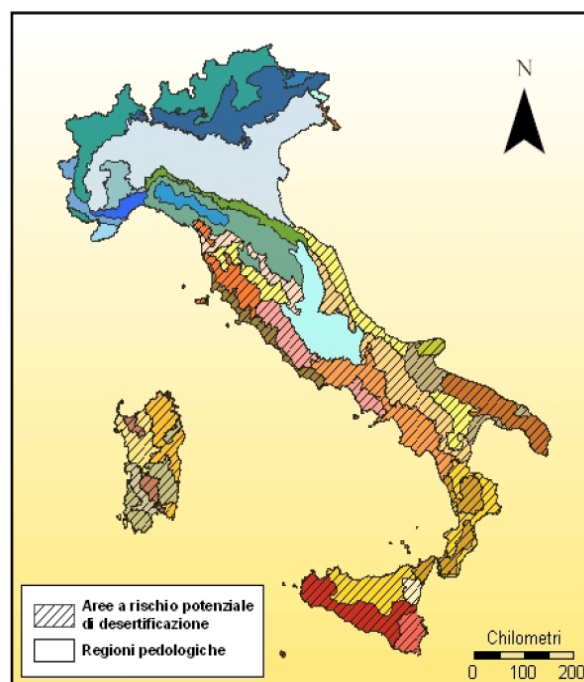


Figura 2.1 - Individuazione delle aree a rischio di desertificazione in Italia (fonte: Atlante Nazionale delle Aree a Rischio di Desertificazione, 2003).

La combinazione di fattori ambientali predisponenti (aridità, prolungati periodi di siccità alternati a precipitazioni molto intense, notevole predisposizione all'erosione dei suoli, accentuata orografia, ecc.) e la forte pressione antropica con il conseguente sovrasfruttamento

del territorio (intensa urbanizzazione, inquinamento dei suoli, eccessivo emungimento delle falde idriche, incendi, pascolo intensivo, pratiche agricole non conservative, deforestazione, ecc.) rendono particolarmente vulnerabili questi territori al deterioramento delle risorse naturali e alla desertificazione. Tali fattori possono innescare processi di degrado chimico (salinizzazione, acidificazione e contaminazione), fisico (erosione e compattazione) e biologico (perdita di sostanza organica e di biodiversità) della risorsa “suolo” e portare alla progressiva perdita della sua capacità produttiva.

Fattori predisponenti e cause antropiche concorrono, quindi, nel determinare processi di degrado del suolo e perdita della sua funzionalità con conseguenze negative per la sopravvivenza dell'uomo e degli ecosistemi in genere.

2.2 Il degrado delle risorse vegetali

Circa il 25% delle aree a rischio di desertificazione in Italia risulta coperto da vegetazione forestale interessando principalmente e nell'ordine i boschi a prevalenza di querce caducifoglie, i boschi a prevalenza di querce sempreverdi, la macchia bassa e le garighe, le pinete di pini mediterranei (Corona, 2005).

La copertura vegetale gioca un ruolo importante nei processi di desertificazione in quanto esplica un effetto di protezione del suolo dall'aggressività degli agenti erosivi. In particolare, la vegetazione intercetta le gocce di pioggia riducendo l'azione di erosione meccanica, frena lo scorrimento superficiale dell'acqua, favorisce la pedogenesi e trattiene le particelle mobili del terreno mediante i suoi apparati radicali. Al contrario, aree con scarsa copertura vegetale subiscono un incremento del potere erosivo delle acque e più in generale degli agenti esogeni (es. erosione eolica).

Fattori degenerativi quali disboscamento, sovrasfruttamento del suolo e dell'acqua, salinizzazione del suolo, abbandono delle pratiche agroforestali, incendi boschivi, ecc., possono causare il degrado delle formazioni vegetali ed innescare, con il persistere degli impatti, un'evoluzione verso stadi successionali regressivi, e nei casi più estremi, portare alla completa esposizione del suolo. Durante le diverse fasi di questo processo involutivo ed in sinergia con i fattori di disturbo, possono verificarsi fenomeni di intensa erosione e perdita di sostanza organica e conseguentemente di desertificazione dovuti alla progressiva riduzione dell'effetto protettivo della vegetazione sul suolo.

La relazione tra degrado della vegetazione e desertificazione non si esaurisce con la considerazione che il degrado delle coperture vegetali si riflette in processi di degradazione del suolo. Questa relazione, per quanto importante, costituisce solamente una delle dimensioni

del problema. I processi di degrado delle coperture vegetali (riduzione delle superfici vegetate e variazioni nella composizione specifica e nella complessità strutturale) hanno implicazioni maggiori poiché si riflettono sulla funzionalità generale degli ecosistemi terrestri, ed in particolare sulla loro capacità di:

- ❑ produzione di beni (prodotti legnosi, sughero, foraggio, frutti di bosco, funghi, ecc.) e di servizi (conservazione del suolo, valorizzazione del paesaggio, assorbimento di CO₂, ecc.);
- ❑ conservazione dei patrimoni genetici e della biodiversità attraverso la struttura e la complessità organizzativa della biocenosi (Barbati *et al.*, 2003).

Coerentemente con la definizione di desertificazione adottata dall'UNCCD, la perdita di funzionalità dei sistemi forestali, qual è appunto il loro degrado, può considerarsi di per sé un processo di desertificazione (Barbati *et al.*, 2003), in quanto la desertificazione implica “la diminuzione o la scomparsa della produttività e complessità biologica o economica delle terre coltivate..., delle praterie, dei pascoli, delle foreste o delle superfici boschive...” (UNCCD, Art 1f, 1994).

Le specie vegetali che compongono gli ecosistemi di tipo mediterraneo presentano, entro certi limiti, meccanismi di adattamento agli stress idrici ed alle elevate temperature estive che caratterizzano il clima mediterraneo. La vegetazione mediterranea è, infatti, costituita in maggioranza da specie sclerofille, particolarmente adattate a sopravvivere e a superare lunghi periodi di siccità, e, in proporzione inferiore, da alberi e arbusti decidui con riposo vegetativo durante la stagione fredda.

La vulnerabilità degli ecosistemi naturali, in Italia, è accentuata dalla consistente riduzione delle precipitazioni, associata all'aumento delle temperature medie, verificatasi negli ultimi anni nella regione mediterranea. L'area del bacino del Mediterraneo è, infatti, ritenuta potenzialmente molto sensibile ai cambiamenti climatici (Cubash *et al.*, 1996; Lavorel *et al.*, 1998), essendo caratterizzata da un clima di transizione tra il clima temperato delle medie latitudini e il clima tropicale secco. In particolare, alcuni studi sull'evoluzione del clima degli ultimi decenni in Basilicata (Casarano *et al.*, 2004; De Stefano *et al.*, 2004a; Regione Basilicata, 2003) hanno messo in evidenza una tendenza ad una riduzione delle precipitazioni annuali con *trend* evolutivi preoccupanti. A queste variazioni si aggiunge l'aumento delle temperature medie registrato dalla fine del 19° secolo su scala planetaria (IPCC, 2001). Previsioni future per il bacino del Mediterraneo basate su modelli regionali di circolazione, seppure con un certo grado di incertezza, prevedono un aumento delle estati calde associato

ad una diminuzione delle precipitazioni estive e relativo aumento degli eventi siccitosi (Kundzewicz *et al.*, 2001).

Come già detto, le specie vegetali che compongono gli ecosistemi di tipo mediterraneo presentano diversi meccanismi di adattamento agli stress idrici ed alle elevate temperature estive, tuttavia, non sono ancora sufficientemente chiare le risposte che queste specie e nel complesso le comunità che le ospitano potranno mostrare sul lungo periodo ai cambiamenti climatici in genere ed in particolare all'aumento delle temperature e alla diminuzione delle precipitazioni previsti per il bacino del Mediterraneo (IPCC, 2001).

La risposta delle piante alla variabilità delle condizioni ambientali è dovuta all'adattamento, geneticamente acquisito, e all'acclimatazione che le singole specie sviluppano in risposta a determinati *range* di fattori e condizioni ecologiche, meccanismi che consentono alle piante di vivere e competere con successo in diversi ambienti (Palmroth *et al.*, 1999). Se le condizioni ambientali mutano entro un certo limite di tolleranza, le piante attuano di conseguenza le loro strategie di adattamento, ma tali strategie differiscono da specie a specie e non tutte le specie sono in grado di rispondere con la stessa efficacia allo stesso tipo o alla stessa intensità e durata di stress ambientale (Pereira *et al.*, 1995).

La maggior parte delle nostre conoscenze sulle risposte degli ecosistemi ai cambiamenti climatici deriva da studi condotti a latitudini medio-alte, dove l'effetto prevalente sembra essere un'anticipazione e quindi un allungamento della stagione di crescita come conseguenza dell'aumento delle temperature medie (Peñuelas *et al.*, 2002)

Molto meno è noto sulla risposta degli ecosistemi posti a latitudini medio-basse quali quelle degli ambienti mediterranei. In funzione dell'elevata diversità specifica che caratterizza i sistemi vegetali delle nostre aree e, quindi, dei vari modelli adattativi usati, si può ipotizzare che sul lungo periodo i cambiamenti climatici inneschino fenomeni diversi se non contrastanti, così che prevederne l'effetto prevalente diviene difficile.

Secondo De Angelis *et al.* (2005), la tendenza ad un clima più arido potrebbe essere il fattore che, in un'area già fortemente limitata dalla disponibilità idrica, giocherà il ruolo principale nel regolare i processi fisiologici ed ecologici della vegetazione mediterranea.

Ad esempio, un aumento delle temperature invernali potrebbe portare a una riduzione della fase di dormienza della vegetazione (con un aumento del rischio di danni da gelate improvvise) e quindi un allungamento della stagione di crescita, ma un aumento delle temperature estive potrebbe accrescere lo stress idrico e ridurre la crescita estiva della vegetazione. Allo stesso tempo le specie con una maggiore capacità di adattamento potrebbero avere un vantaggio competitivo sulle altre (Gratani *et al.*, 2005) e di conseguenza,

la composizione e la struttura degli ecosistemi potrebbero alterarsi in quanto le specie maggiormente vulnerabili potrebbero modificare il loro areale di distribuzione “migrando” verso climi più adatti.

Tuttavia, l'attuale eccessiva frammentazione degli ambienti forestali mediterranei (dovuta all'urbanizzazione, agli incendi, all'uso agropastorale, ecc.) renderebbe tale risposta difficile da realizzarsi. In conclusione, si andrebbe verso un peggioramento climatico senza creare le condizioni per l'insediamento di comunità vegetali più adeguate alla nuova situazione ambientale (CNLD, 1998).

Il quadro appena delineato fa intravedere solo alcuni dei possibili fenomeni che potranno verificarsi negli ecosistemi naturali come conseguenza dei processi di desertificazione e dei cambiamenti climatici.

In termini generali, quindi, abbiamo bisogno di maggiori informazioni sulla risposta degli ecosistemi naturali mediterranei ai mutamenti in atto e di strumenti in grado di cogliere, descrivere e monitorare questi fenomeni.

Osservare e descrivere lo stato attuale delle formazioni vegetali e riempire le lacune conoscitive che riguardano alcune fitocenosi di particolar rilievo, costituisce una priorità degli interventi che si pongono come obiettivo il monitoraggio e la mitigazione dei processi di desertificazione.

2.3 La scelta del telerilevamento come strumento di indagine per lo studio della vegetazione

2.3.1 Il telerilevamento satellitare o *Remote Sensing*

Con il termine “telerilevamento”, o *Remote Sensing*, si intende l’acquisizione a distanza di dati ed informazioni relativi a fenomeni o caratteristiche di un oggetto mediante strumenti di rilevazione che non entrano in diretto contatto con l’oggetto di indagine. Questa definizione comprende diversi settori di ricerca e ambiti di applicazione, ma in questo lavoro ci si riferisce al contributo del telerilevamento nel settore dell’Osservazione della Terra (*Earth Observation*) ovvero alla scienza che si occupa di acquisire informazioni sulla superficie terrestre e sull’atmosfera attraverso la radiazione elettromagnetica, riflessa o emessa dagli oggetti, in una o più regioni dello spettro elettromagnetico (Campbell, 1996). Tale disciplina comprende le tecniche, gli strumenti e le metodologie per l’acquisizione, l’elaborazione e l’interpretazione delle informazioni raccolte (Gomarasca, 1997).

Il telerilevamento è ritenuto indispensabile per diverse applicazioni in campo ambientale ed ecologico e risulta ormai competitivo, in termini di tempi e costi, con le tradizionali tecniche

d'indagine grazie ai continui sviluppi tecnologici degli strumenti di ripresa e delle metodologie di analisi ed interpretazione delle immagini.

Tra i vantaggi principali del telerilevamento vi è, ad esempio, la possibilità di investigare la superficie terrestre oltre lo spettro del visibile estendendo le nostre capacità sensoriali e le potenzialità di analisi. Un altro vantaggio è costituito dalla visione sinottica del territorio, che consente di ricavare informazioni la cui interpretazione tiene conto del contesto generale. L'osservazione regolare e frequente della stessa porzione di territorio, inoltre, fornisce un controllo continuo delle condizioni ambientali e delle sue dinamiche (ad esempio per il monitoraggio della vegetazione, delle acque, ecc.), e offre la possibilità di produrre rapidamente carte tematiche tramite dati digitali sempre aggiornati dando la possibilità di analizzare l'evolversi dei fenomeni in esame in tempo quasi reale (Gomarasca, 2003).

La scelta del telerilevamento satellitare per lo studio della vegetazione è ampiamente documentata in diversi campi di applicazione, in particolare per inventari forestali (FAO, 1999a; Bauer *et al.*, 2001; Boyd *et al.*, 2005), per discriminare tipologie vegetali differenti e classificare l'uso e/o la copertura del suolo (Clark *et al.*, 2001; Townsend & Walsh, 2001; Langley *et al.*, 2001), per lo studio di parametri biologici quali l'indice di area fogliare, la biomassa epigea, l'evapotraspirazione, lo stato fisiologico, ecc. (Chen J.H. *et al.*, 2002; Chen J.M. *et al.*, 2002; Wang *et al.*, 2005; Chavez, 2004; Chilar *et al.*, 1991; Ikeda *et al.*, 1999; Moran *et al.*, 1991), per la previsione delle produzioni agricole (FAO, 1999b; Clevers *et al.*, 1996) per analisi dei cambiamenti (*Change Detection*) a diverse scale (Hayes & Sader, 2001; Lunetta *et al.*, 2002) e per il monitoraggio degli incendi (Helfert & Lulla, 1990; Li *et al.*, 2001).

Alla base degli studi in questo campo vi è la curva caratteristica di riflettanza spettrale² della vegetazione, considerata per la sua tipicità anche la *firma spettrale* per eccellenza (Brivio *et al.*, 1993). La vegetazione ha, in effetti, una risposta spettrale caratteristica che si distingue dagli altri elementi della superficie terrestre quali il suolo nudo e l'acqua. Le piante sono caratterizzate da una bassa riflettanza nella porzione del visibile e da un'elevata riflettanza nella regione del vicino infrarosso che contrasta con il forte assorbimento delle lunghezze d'onda del vicino e medio infrarosso da parte dell'acqua, e il comportamento quasi monotono del suolo al crescere della lunghezza d'onda (fig.1.2).

La curva di riflettanza può variare in funzione del tipo di vegetazione, della sua densità, dello stadio fenologico in cui si trovano le specie vegetali e degli stress (idrico, fito-sanitario, ecc.)

² percentuale dell'energia incidente che viene riflessa da una superficie in funzione della lunghezza d'onda.

cui queste possono andare soggette (Gomasasca, 1997).

La vegetazione, pertanto, può essere utilizzata come indicatore della situazione ambientale e di eventuali modificazioni in atto o pregresse, attraverso la definizione di relazioni quantitative tra dati telerilevati e dati biofisici sviluppate mediante algoritmi basati sulla combinazione delle bande spettrali di assorbimento e riflessione tipiche della vegetazione.

2.3.2 Il contributo della fotografia aerea per analisi storiche

I dati aerofotogrammetrici sono utilizzati in diversi settori che vanno dall'analisi dei cambiamenti territoriali per studi di tipo ecologico, come ad esempio l'evoluzione delle componenti naturali di un paesaggio in relazione a fattori antropici ed ambientali, alle variazioni di uso del suolo per studi socio-economici. Questi dati, sono utilizzati anche come supporto nel *pre-processing* di immagini telerilevate (geo-referenziazione) e per l'interpretazione visiva delle componenti di una scena in virtù della loro generalmente elevata risoluzione geometrica.

Poiché la fotografia aerea nasce molto prima del telerilevamento satellitare è possibile sfruttare riprese aeree effettuate nel passato: l'analisi e l'interpretazione di fotogrammi aerei acquisiti in momenti differenti per una stessa porzione di territorio possono costituire un valido supporto per lo studio delle dinamiche evolutive del territorio integrando gli studi condotti tramite immagini telerilevate disponibili solo per epoche relativamente più recenti.

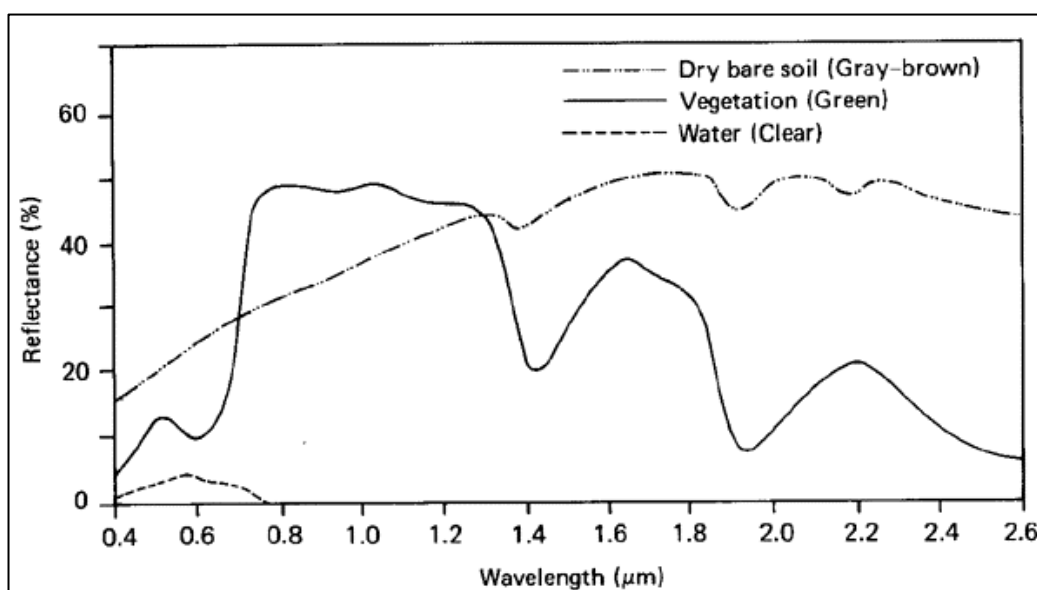


Figura 2.2 - Riflettanza di alcuni elementi del territorio (suolo, vegetazione e acqua) al variare della lunghezza d'onda, (fonte: <http://geog.hkbu.edu.hk.htm>).

2.4 Scopo e struttura della tesi

Il degrado delle risorse vegetali, connesso alle attività antropiche ed ai cambiamenti climatici, interessa gran parte del territorio delle regioni meridionali italiane manifestandosi negli ambienti naturali e semi-naturali attraverso variazioni quali-quantitative delle coperture vegetali.

In Basilicata il 93 % del territorio (fig. 2.1) è potenzialmente a rischio di desertificazione (Atlante Nazionale delle Aree a Rischio di Desertificazione, 2003). Di questa superficie un 10% circa è occupata da vegetazione naturale e semi-naturale ed in particolare da diverse formazioni forestali potenzialmente soggette a degrado: leccete 4%, boschi caducifogli <1%, pinete mediterranee 5%, macchie e garighe <1%, (Barbati *et al.*, 2003).

Alcuni studi mostrano come il degrado della vegetazione in aree mediterranee possa essere osservato mediante telerilevamento multispettrale (Hill *et al.*, 1996; Lacaze *et al.*, 1996).

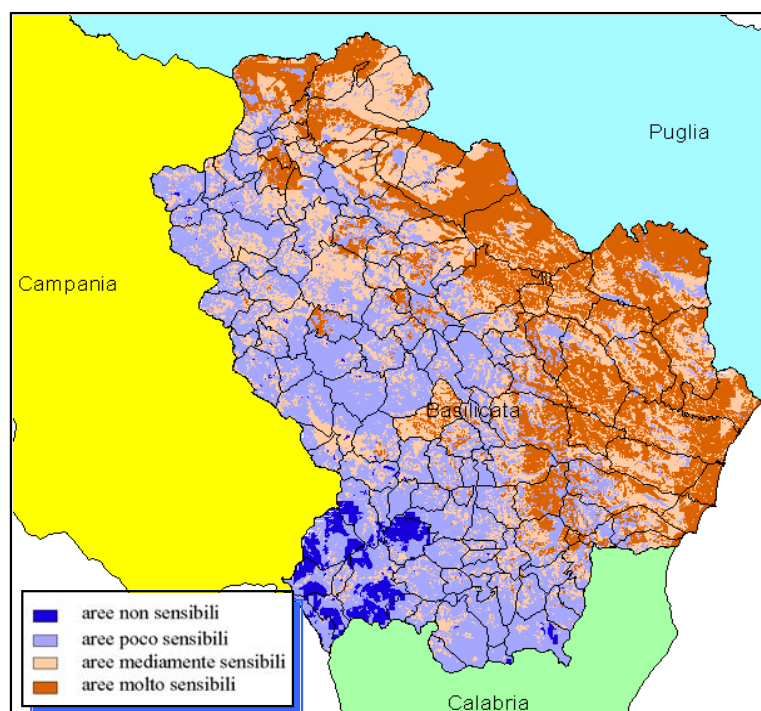


Figura 2.3 - Carta delle aree sensibili alla desertificazione in Basilicata (fonte: Regione Basilicata, programma regionale per la lotta alla siccità ed alla desertificazione, 2003).

I continui sviluppi tecnologici nel campo dei sensori satellitari hanno portato alla creazione di una nuova generazione di satelliti caratterizzati da un'elevata risoluzione spaziale e

radiometrica (cfr. §4.3.3), come ad esempio Ikonos utilizzato in questo studio con diversi obiettivi (v. oltre). La disponibilità di questo sensore consente nuove possibilità di applicazione in particolare per studi ecologici accurati e di dettaglio. I benefici rispetto alle immagini a minor risoluzione sono scontati: generalmente con la risoluzione spaziale aumenta anche l'accuratezza con cui oggetti o caratteristiche di piccole dimensioni possono essere identificati o descritti (Aplin, 2005).

Dal 1999, anno del lancio, i dati Ikonos sono stati utilizzati in diverse applicazioni che includono studi sulla vegetazione (Bachmann *et al.*, 2001, Franklin *et al.*, 2001), modelli di elevazione del terreno (Toutin, 2001), studi di *Change Detection* (Palandro *et al.*, 2003), mappe della vegetazione e degli habitat (Capolsini *et al.*, 2003; Dechka *et al.*, 2002) e stime di parametri biofisici della vegetazione (Colombo *et al.*, 2003; Clark *et al.*, 2004; Wulder *et al.*, 2004).

Il vantaggio di utilizzare questo sensore per ricerche ecologiche risiede nel fatto che questo tipo di osservazioni corrisponde alla scala spaziale con la quale solitamente vengono effettuati i rilevamenti in campo in ricerche ecologiche e in studi di copertura del suolo (Goward *et al.*, 2003).

D'altro canto per alcune applicazioni, a causa del numero inferiore di bande spettrali di acquisizione, le immagini Ikonos non sono sempre competitive con, ad esempio, i dati di tipo iperspettrale (Hochberg *et al.*, 2003), o con i dati multispettrali a media risoluzione (Thenkabail *et al.*, 2004), e non sono ancora economicamente convenienti per essere utilizzate in studi estesi su vasti territori (Sawaya *et al.*, 2003).

Al contrario, i dati satellitari a media risoluzione, come ad esempio quelli acquisiti dalla serie di satelliti della missione Landsat (cfr. §4.3.2), attiva da circa un trentennio, risultano indispensabili nello studio e nel monitoraggio di quei fenomeni che assumono rilevanza su grandi scale in quanto, diversamente dal dato ad alta risoluzione, sono caratterizzati da una maggiore estensione della superficie di territorio ripresa e da una periodicità di acquisizione regolare, costituendo un valido strumento per il controllo e lo studio delle dinamiche territoriali.

L'elaborazione e la fotointerpretazione di dati telerilevati consentono, quindi, di rilevare e monitorare con diversi livelli di accuratezza e a diverse scale (spaziali e temporali) l'estensione e la distribuzione delle formazioni vegetali nonché lo stato e l'evoluzione di alcuni parametri biofisici legati alla vegetazione.

Il lavoro svolto nell'ambito di questa tesi si è avvalso quindi di immagini Ikonos e Landsat, supportate da indagini di campo e foto aeree, per conseguire un triplice scopo:

1. svolgere un'indagine qualitativa sullo stato e i cambiamenti della componente vegetale in due aree di studio, Monte Coppolo e Bosco Pantano, localizzate in Basilicata in aree vulnerabili alla desertificazione, nelle quali sono presenti formazioni vegetali tipicamente mediterranee (bosco caducifoglio, macchia e leccete) e a carattere centro-europeo (bosco igrofilo);
2. svolgere un'indagine quantitativa su uno dei parametri biofisici fondamentali degli ecosistemi forestali (il LAI, *Leaf Area Index*) e definirne le sue relazioni con i dati telerilevati da satellite;
3. condurre un'analisi storica dei cambiamenti della vegetazione nel corso degli ultimi venti anni ed analizzarne i *trend* in relazione con la variabilità climatica.

Queste diverse fasi del lavoro sono state articolate secondo lo schema logico descritto nella figura 2.4 finalizzato alla individuazione di relazioni semi-empiriche per descrivere la vegetazione allo stato attuale e ricostruire i trend e i cambiamenti eventualmente occorsi negli ultimi decenni.

Nei paragrafi seguenti vengono analizzati in dettaglio gli obiettivi summenzionati.

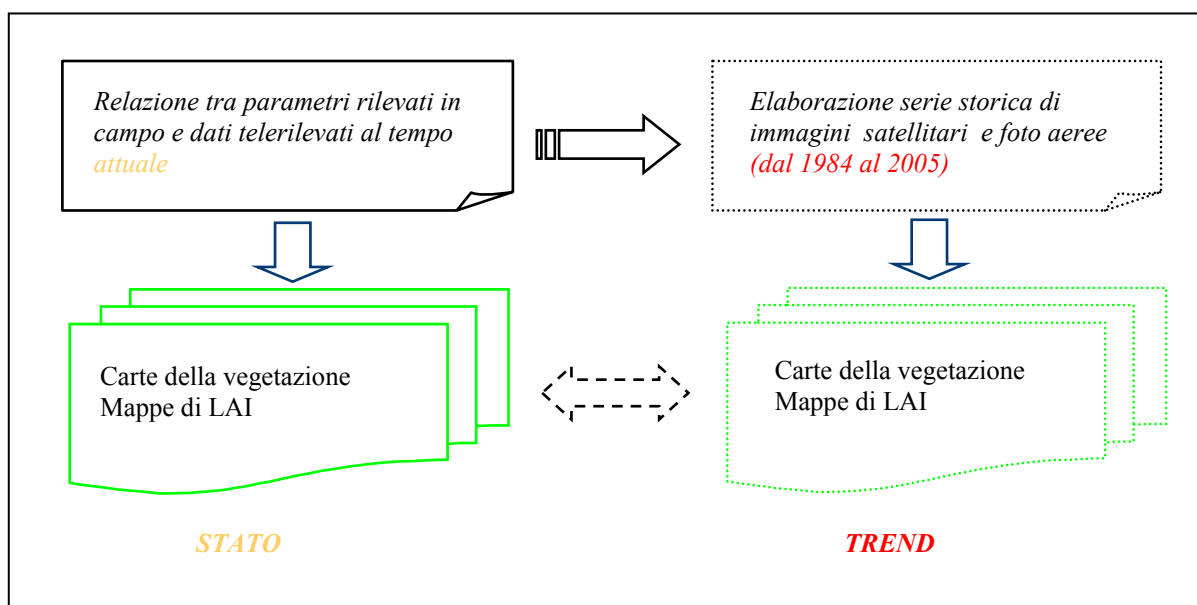


Figura 2.4 – Schema metodologico generale: la descrizione della distribuzione della vegetazione (aspetti qualitativi) e la definizione di relazioni semi-empiriche per la stima del LAI (aspetti quantitativi) consentono di costruire un quadro esaustivo dello stato attuale della vegetazione al tempo presente, l'extrapolazione temporale delle relazioni trovate e l'interpretazione di foto storiche consente di ricostruire i cambiamenti ed i trend temporali.

2.4.1 Analisi della vegetazione: stato e cambiamenti

L'uso in campo ambientale del telerilevamento per indagini qualitative, come ad esempio l'elaborazione di mappe di uso o copertura del suolo, o per indagini quantitative, come la stima di parametri biofisici, richiede la conoscenza diretta del fenomeno o del parametro territoriale che si vuole indagare, in altre parole l'uso di queste metodologie non può prescindere dalla calibrazione dei dati telerilevati mediante dati di riferimento cioè la cosiddetta "verità a terra".

La scarsità di dati cartografici aggiornati e in formati utilizzabili per l'integrazione con dati di tipo satellitare, costituisce spesso un limite negli studi ecologici ed ambientali basati sul telerilevamento. Il Bosco Pantano è stato descritto da diversi autori fin dal 1800 ma ad oggi non esiste materiale cartografico attuale e dettagliato sugli aspetti che riguardano la vegetazione, che sia possibile integrare o utilizzare come riferimento per analisi ecologiche mediante dati telerilevati. L'area del Monte Coppolo sembra invece non sia stata mai descritta od osservata in quanto non è stato possibile recuperare materiale bibliografico riguardante l'ambiente fisico e naturale se non descrizioni relative ad ambiti a scala provinciale o regionale e quindi in generale ad una scala poco risoluta.

Si è prefigurata, quindi, la necessità di condurre delle indagini a vario livello che fornissero un quadro dettagliato sulle formazioni vegetali e costituissero il supporto per le successive analisi. Nell'ambito di questo lavoro sono state condotte campagne di rilevamento con lo scopo di inquadrare gli aspetti floristici e fitosociologici delle aree oggetto di studio. Le informazioni raccolte hanno costituito le conoscenze di partenza per l'elaborazione di immagini satellitari ad alta risoluzione (Ikonos) mediante tecniche di classificazione finalizzate alla produzione di mappe di distribuzione della vegetazione *reale attuale* ma sono state anche di supporto per l'interpretazione mediante foto aeree dei cambiamenti avvenuti nell'area costiera dagli anni '50 ad oggi.

L'obiettivo principale di questa fase del lavoro è stato quello di descrivere, con la migliore accuratezza possibile, la variabilità spaziale di comunità vegetali complesse ed eterogenee (Bosco Pantano) o presenti in territori morfologicamente vari (Monte Coppolo) utilizzando una metodologia che, data la non elevata estensione delle superfici indagate, risultasse competitiva con le tradizionali tecniche di cartografia della vegetazione.

2.4.2 Stima dell'indice di area fogliare (*Leaf Area Index* - LAI)

Essenziale per la comprensione del funzionamento degli ecosistemi terrestri è la ricerca di parametri biofisici della vegetazione che ne descrivano gli aspetti funzionali e strutturali più

rilevanti. Fra questi, uno dei più interessanti è probabilmente il *Leaf Area Index* (LAI), o indice di area fogliare, definito come l'area totale di una delle due superfici di tessuto fogliare per unità di superficie di suolo (Watson, 1947). Poiché il LAI determina le dimensioni dell'interfaccia atmosfera-pianta fondamentale per la realizzazione di processi come l'intercettazione dell'acqua e della radiazione da parte delle chiome o gli scambi gassosi con l'atmosfera, è una componente chiave dei cicli biogeochimici degli ecosistemi (Bréda, 2003), pertanto può essere utilizzato per studiare i processi fisiologici (fotosintesi, traspirazione, evapotraspirazione) e stimare la produzione primaria netta degli ecosistemi terrestri (Lee *et al.*, 2004).

Numerosi modelli climatologici (Sellers *et al.*, 1996; Sellers *et al.*, 1997; Bonan, 1998; Tian *et al.*, 2002), idrologici (Kite *et al.*, 1996; D'Urso *et al.*, 1999; Andersen *et al.*, 2002) ed ecologici (Running & Coughlan, 1988; Gower *et al.*, 1999; Asner *et al.*, 2003; Gong *et al.*, 2003) che simulano il funzionamento degli ecosistemi ed il ciclo dell'acqua e del carbonio richiedono il LAI come parametro di input.

Ottenere una stima spazializzata di un qualsiasi parametro biofisico relativo ad un'ampia superficie (ovvero mappare il parametro in questione) per mezzo di tecniche tradizionali, come misure e rilievi effettuati direttamente in campo, è solitamente un processo lungo e dispendioso. Il telerilevamento può costituire uno strumento prezioso per ottenere distribuzioni spaziali delle variabili di interesse ad un costo e con tempi decisamente vantaggiosi.

In particolare, il telerilevamento satellitare si è rivelato uno strumento estremamente efficace nel monitoraggio ambientale e nella stima quantitativa di parametri biofisici. Tuttavia, nel corso degli anni, due problemi fondamentali relativi a questa metodologia di indagine sono emersi:

- la difficoltà di ottenere dati di campo che garantiscano un'efficace calibrazione dei modelli semi-empirici sviluppati per ottenere stime spazializzate delle variabili di interesse;
- la difficoltà di estrapolare temporalmente le relazioni osservate fra dati telerilevati e dati a terra, ovvero l'incertezza che esiste nell'applicare i modelli sviluppati in un dato momento a momenti precedenti o successivi.

La prima delle difficoltà sopra evidenziate può essere essenzialmente ricondotta all'estrema eterogeneità spaziale che caratterizza la maggior parte delle variabili biofisiche e che rende problematico l'ottenimento di dati "puntiformi" di calibrazione affidabili e al contempo compatibili con la risoluzione spaziale dei sensori satellitari più diffusi.

Vista l'importanza dell'indice di area fogliare nello studio degli ecosistemi terrestri, questa

parte del lavoro ha come obiettivo la produzione di mappe di LAI sulla base di dati derivati da telerilevamento satellitare. Tuttavia, considerate le problematiche già evidenziate, si è ritenuto necessario:

1. testare un metodo di calibrazione a due stadi basato sull'utilizzo di un sensore ad alta risoluzione, quale Ikonos, per l'"*upscaling*" dalle misure a terra ad un sensore a media risoluzione, quale il Landsat TM;
2. verificare la stabilità delle relazioni osservate fra parametri biofisici e dati satellitari nel corso dei due anni di osservazioni.

2.4.3 Analisi multitemporale di Indici spettrali di Vegetazione in funzione dei dati meteoroclimatici

Uno strumento potente per lo studio delle risposte della vegetazione alle variazioni ambientali come l'aumento delle temperature e la diminuzione delle precipitazioni, può essere costituito dalle serie storiche di immagini satellitari. Tali serie coprono ormai un arco temporale superiore ai venti anni, e possono, quindi, costituire una finestra di indagine significativa. In numerosi lavori si fa uso di serie multitemporali di immagini satellitari per evidenziare cambiamenti nell'uso del suolo o nella vegetazione naturale (per esempio in Garson *et al.*, 2003; Myneni *et al.*, 1997a; Myneni *et al.*, 1998; Nemani *et al.* 2003; Qi *et al.*, 2000; Song *et al.*, 2003) ed alcuni di questi hanno analizzato nello specifico le relazioni tra dati spettrali e variabilità climatica (Gobron *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2000; Sarkar *et al.*, 2004; Stockli *et al.*, 2004; Volcani *et al.*, 2005).

Quest'ultima parte del lavoro si pone come obiettivo di verificare la possibilità di effettuare, nelle aree di studio selezionate, un'analisi retrospettiva della vegetazione mediante l'utilizzo di una serie ventennale di dati satellitari Landsat TM/ETM. In particolare si indaga la sensibilità di due diversi indici spettrali di vegetazione alle variazioni di parametri meteoroclimatici ottenuti a partire da dati ampiamente disponibili quali la temperatura e le precipitazioni.

E' noto, infatti, che le precipitazioni e le temperature esercitano un'influenza importante sullo sviluppo e le condizioni della vegetazione con particolare rilievo durante la stagione di crescita. La temperatura è un fattore chiave nel determinare le diverse fenofasi (accestimento, gemmazione, sviluppo fogliare, fioritura, fruttificazione, senescenza e dormienza invernale) delle piante mentre le precipitazioni regolano l'attività fotosintetica ed il trasferimento di sostanze organiche dalle foglie ai rami e alle radici (Papanastasis *et al.*, 1997) e di conseguenza l'accrescimento stesso delle piante.

2.4.4 Struttura della tesi

Prima di affrontare la descrizione delle attività e dei risultati delle indagini svolte secondo gli obiettivi precedentemente enunciati, alcuni capitoli saranno dedicati ad introdurre le aree di indagine e le metodologie generali utilizzate. In particolare, sarà presentata una descrizione delle aree di studio (cap. 3) approfondendo gli aspetti climatici e fitoclimatici mediante analisi di dati termopluviometrici relativi all'ultimo trentennio e, successivamente, (cap.4) saranno introdotti i principi fisici e i meccanismi di base del telerilevamento, descrivendo i sistemi di acquisizione satellitare e più in particolare le metodologie di elaborazione dei dati adottate nell'ambito di questo lavoro. L'inquadramento e l'analisi della vegetazione mediante rilievi in campo, immagini satellitari e foto aeree e le specifiche metodologie utilizzate saranno affrontate nel capitolo 5, mentre nel capitolo 6 sarà esaminata la messa a punto di un modello per la stima dell'indice di area fogliare basata sull'utilizzo di immagini ad alta e media risoluzione. Il capitolo 7, infine, ha come oggetto l'analisi multitemporale di indici spettrali di vegetazione derivati da una serie storica di immagini Landsat e la loro relazione con la variabilità climatica interannuale.

3. LE AREE DI STUDIO

Le aree di studio (fig. 3.1) “Bosco Pantano” e “Monte Coppolo” sono localizzate nel settore ionico della regione Basilicata, in particolare lungo la fascia costiera della pianura del Metapontino e sulla contigua fascia orientale dell’Appennino lucano. In relazione alla vulnerabilità ai processi di desertificazione, tali aree rientrano in zone classificate da molto sensibili a mediamente o poco sensibili (cfr. fig. 2.3), in quanto si tratta di territori climaticamente vulnerabili³ ed interessati da intense trasformazioni territoriali dovute all’attività agricola, all’urbanizzazione crescente e alla pressione turistica, con conseguente sfruttamento e competizione per le risorse idriche e del suolo. La fascia costiera, inoltre, presenta fenomeni di salinizzazione dei terreni, a causa della natura del substrato e dell’infiltrazione di acqua marina, accentuata dall’emungimento eccessivo delle falde e dai processi di erosione costiera (cfr. Polemio *et al.*, 2003).

Entrambe le aree ricadono nella parte medio-bassa del bacino del fiume Sinni, il cui corso è caratterizzato da rocce semipermeabili comprendenti formazioni sabbiose, conglomerati del Pliocene e depositi del Quaternario, e nella parte terminale argille scagliose, argille azzurre,

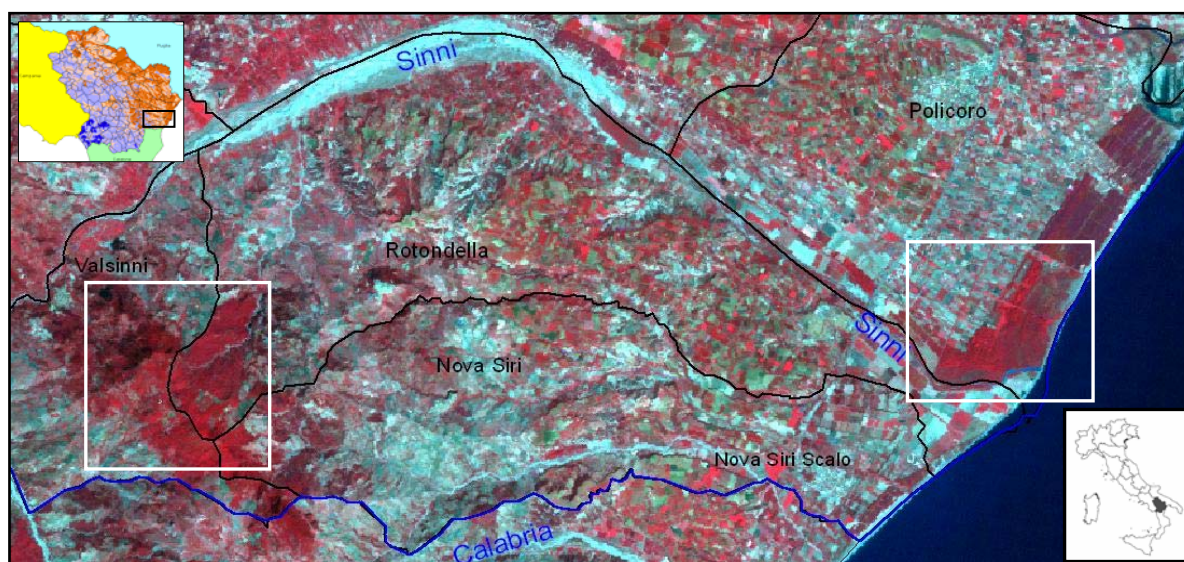


Figura 3.1 – Localizzazione delle due aree di studio: a sinistra “Monte Coppolo” e a destra “Pantano” riportate su un’immagine Landsat TM in falso colore (RGB 4:3:2 ovvero in rosso: banda 4 dell’infrarosso, in verde: banda 3 del rosso, in blu: banda 2 del verde) del 30/08/2004, le zone con colorazione rossa rappresentano aree con copertura vegetale (forte riflessione in banda 4), in nero i limiti comunali e in blu quelli regionali.

³ Secondo il CNLD (1998) queste aree presentano un indice di aridità compreso tra 0.5 e 0.65 quindi vengono classificate sub-umide secche.

scisti argillosi e sabbie argillose del Pliocene (De Stefano *et al.* 2004b). In particolare, l'area di Bosco Pantano è caratterizzata da dune costiere e spiagge attuali, alluvioni recenti con alternanza di sabbie e argille intervallate da ghiaia prevalentemente in prossimità dei corsi d'acqua. L'area di studio di Monte Coppolo è invece caratterizzata da alternanze di arenarie e marne argillose e negli impluvi sono presenti detriti di falda misti arenacei e calcarei.

3.1 Bosco Pantano

Il Bosco Pantano di Policoro è l'ultimo residuo di una delle più importanti foreste planiziali umide dell'Italia meridionale che fino agli anni trenta del secolo scorso, prima della Bonifica Idraulica e della successiva Riforma Agraria e Fondiaria del 1950, si estendeva in tutto l'arco ionico per 6000 ettari di cui 1600 di bosco e 1100 di stagni (Settembrino, 1990).

Nel corso dei secoli, in quest'area, si sono verificate forti trasformazioni territoriali legate allo sviluppo demografico ed allo sfruttamento delle terre per scopi agricoli. Solo pochissime aree naturali sono sopravvissute ai fenomeni di degrado, soprattutto grazie alla pratica dei proprietari terrieri di riservare i boschi per le attività venatorie.

Allo stato attuale il bosco ricopre una superficie complessiva di circa 500 ettari ed è costituito da due complessi distinti denominati Pantano Sottano e Pantano Soprano.

Il Sottano ha un'estensione di circa 400 ettari ed è delimitato dalla costa, dal fiume Sinni e dalla strada statale 106. Il Soprano, parzialmente distrutto da un grosso incendio nel 1981, ad oggi occupa una superficie di appena 20 ettari ed è situato più a monte rispetto al Sottano tra la S.S. 106 "ionica" e la superstrada "sinnica".

L'area di studio Pantano, che in questo lavoro comprende il solo bosco Sottano, ha un'elevata valenza naturalistica in quanto presenta una notevole diversità di ambienti e di habitat (fluviali, marini, costieri sabbiosi, dunali e retrodunali, aree allagate, bosco igrofilo, aree a prato, aree a coltivo), costituendo rifugio per la fauna ornitica in migrazione, per vari vertebrati ed invertebrati e per la numerosa entomofauna presente anche con vari endemismi (Bavusi *et al.* 1992). Segnalata nel 1971 dalla Società Botanica Italiana come meritoria di tutela (S.B.I., 1971), l'area è attualmente Sito di Importanza Comunitaria (SIC) in base alla direttiva comunitaria "Habitat" (92/43/CEE) per la presenza di habitat naturali di cui alcuni prioritari (tab. 3.1) o specie di interesse conservazionistico e Zona di Protezione Speciale (ZPS) in base alla Direttiva "Uccelli" (79/409/CEE). Dal 1999 è stata istituita la Riserva Naturale Regionale, ai sensi della legge regionale 28/94, per una superficie di circa 480 ettari. L'area è caratterizzata da una morfologia pianeggiante tipica delle pianure costiere, con microvariazioni altitudinali assai poco pronunciate, prodotte dall'alternarsi di dune recenti e

di depressioni, disposte parallelamente alla linea di costa. L'azione degli agenti geomorfologici e l'opera dell'uomo, con gli interventi di bonifica realizzati all'inizio del secolo scorso, hanno fortemente attenuato le già modeste differenze di quota tra dune e depressioni, alterando le condizioni ecologiche stazionali soprattutto delle aree circostanti la riserva. Oltre al fiume Sinni, la rete idrografica si caratterizza per la presenza di una fitta maglia di canali cementificati, formata da canali principali e secondari sia paralleli sia perpendicolari alla costa. Questi canali hanno funzione drenante, raccolgono le acque delle aree più a monte della riserva e le riversano direttamente a mare, in questo modo contribuiscono, congiuntamente alla riduzione di portata del fiume Sinni dovuta alla costruzione della diga di Monte Cotugno e di varie traverse di derivazione, ad accentuare l'abbassamento della falda freatica superficiale ed alla riduzione delle condizioni di elevata igrofilia del bosco e del sito in genere. Questo stato di cose determina l'innescarsi di processi di degrado delle fitocenosi che si orientano verso condizioni di minore igrofilia con maggiore diffusione di sclerofille, peraltro un aumento generalizzato di nutrienti dovuto ad un'agricoltura intensiva, determina un consistente ampliamento della componente di specie sinantropiche e infestanti con banalizzazione della biodiversità e perdita di stabilità. Alle conseguenze della regimazione delle acque si associa il totale abbandono della risorsa forestale e la scarsità di rinnovazione dello strato arboreo (De Capua, 1996) causata dalla

Tabella 3.1 - Habitat presenti nel sito “Bosco Pantano di Policoro e costa ionica Foce Sinni” - IT9220055, (adattato da: Natura 2000 in Basilicata, Autorità Ambientale di Basilicata-Regione Basilicata, 2003).

Codice Habitat: 1410
Nome Habitat: Pascoli inondati mediterranei (<i>Juncetalia maritimi</i>)
Copertura percentuale: 10 Conservazione: B
Codice Habitat: 2120
Nome Habitat: Dune mobili del cordone litorale con presenza di <i>Ammophila arenaria</i> (“dune bianche”)
Copertura percentuale: 10 Conservazione: C
Codice Habitat: 2250*
Nome Habitat: Dune costiere con <i>Juniperus</i> spp.
Copertura percentuale: 10 Conservazione: C
Codice Habitat: 5230*
Nome Habitat: Matorral arborescenti di <i>Laurus nobilis</i>
Copertura percentuale: 5 Conservazione: B
Codice Habitat: 6310
Nome Habitat: Dehesas con <i>Quercus</i> spp. sempreverde
Copertura percentuale: 5 Conservazione: C
Codice Habitat: 91F0
Nome Habitat: Foreste miste riparie di grandi fiumi a <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> e <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> o <i>F. angustifolia</i> (<i>Ulmion minoris</i>)
Copertura percentuale: 50 Conservazione: B

concorrenza esercitata da specie arbustive ed erbacee ad elevata densità, come ad esempio il rovo (*Rubus ulmifolius*) che occupa vigorosamente le chiarie formatesi dalla caduta degli esemplari arborei più vetusti. Questa area è quindi rappresentata, nella sua parte più interna, dal bosco igrofilo azonale con caratteristiche centroeuropee (Fascetti, 1996), riscontrabili in poche altre parti d'Italia: Sabaudia (Lt), Migliarino-San Rossore (Pi) e Bosco della Mesola (delta del Po).

In prossimità della linea di costa la vegetazione è caratterizzata da comunità psammofile tipiche delle dune sabbiose con gradiente di salinità. La fascia adiacente retrodunale è invece ricoperta da mosaici ad alofile e da macchia mediterranea costituita da cespugli di sclerofille sempreverdi. Nelle radure tra la macchia e lungo i sentieri si sviluppano comunità erbacee che costituiscono tipologie prative xeriche.

3.2 Monte Coppolo

L'area di studio denominata Monte Coppolo si trova a circa 15 km dalla costa, in un territorio topograficamente complesso e caratterizzato da un paesaggio di tipo collinare e montuoso. Localizzata tra i comuni di Rotondella, Valsinni e Nova Siri, ha un'estensione di circa 800 ettari e si sviluppa tra i 500 e gli 800 m sul livello del mare. Il Monte Coppolo ricade nell'estremità orientale del Parco Nazionale del Pollino.

Questo territorio, sebbene in contiguità con terreni agricoli coltivati, presenta una vegetazione con un certo grado di naturalità, in cui attualmente si riscontrano limitate attività antropiche: la fruizione turistica a beneficio di pochi escursionisti ed il pascolo ovino e bovino di limitata entità.

Le diverse formazioni vegetali che si rinvencono hanno estensione variabile e si distribuiscono anche qui in funzione delle diverse caratteristiche ambientali: sui versanti orientali e sud-orientali, al di sotto dei 700 metri circa, compare una zona a macchia mediterranea alta, omogenea e chiusa, mentre nella fascia soprastante si sviluppa un bosco caducifoglio misto con prevalenza di carpini e querce, queste ultime con grado di copertura decrescente arrivano fin quasi alla sommità del Monte Coppolo dove sono però evidenti le tracce di un incendio che risale a qualche anno addietro. È questa la formazione che presenta segnali maggiori di disturbo: oltre ad essere attraversata dalla strada che collega Valsinni a Nova Siri, è costantemente interessata dal pascolo e più raramente dagli incendi. Proseguendo poi verso nord il bosco misto mesofilo lascia il posto ad una formazione matura di leccio che occupa tutto il versante nord-orientale del monte e presenta una copertura uniforme. Nelle aree ai margini del bosco caducifoglio sono presenti formazioni erbacee seminaturali con

splendide fioriture di orchidee.

Frequenti nella zona, così come lungo il litorale, risultano i rimboschimenti a conifere impiantati nei decenni passati per sistemazioni idraulico-forestali del territorio (Cocca *et al.*, 2005; D'Antonio *et al.* 1995).

3.3 Aspetti climatici e fitoclimatici

Il clima in entrambe le aree è di tipo mediterraneo con temperature medie mensili sempre al di sopra dello zero, precipitazioni concentrate in autunno ed inverno ed un periodo di aridità durante l'estate. Le precipitazioni medie annuali sono di 535 mm per Pantano e di 726 mm per Monte Coppolo, mentre la temperatura media annuale si aggira per entrambe intorno ai 16 gradi. Le temperature medie minime si hanno in gennaio (8,4°C per Pantano e 7,6 °C per M.Coppolo) e le massime in agosto (25,1°C per Pantano) e luglio (25,9 °C per M.Coppolo).

In figura 3.2 sono mostrati i diagrammi climatici di due stazioni meteorologiche poste nelle vicinanze delle aree di studio nei quali sono riportati gli andamenti mensili delle precipitazioni e delle temperature calcolati su una serie trentennale di dati (1970-1999).

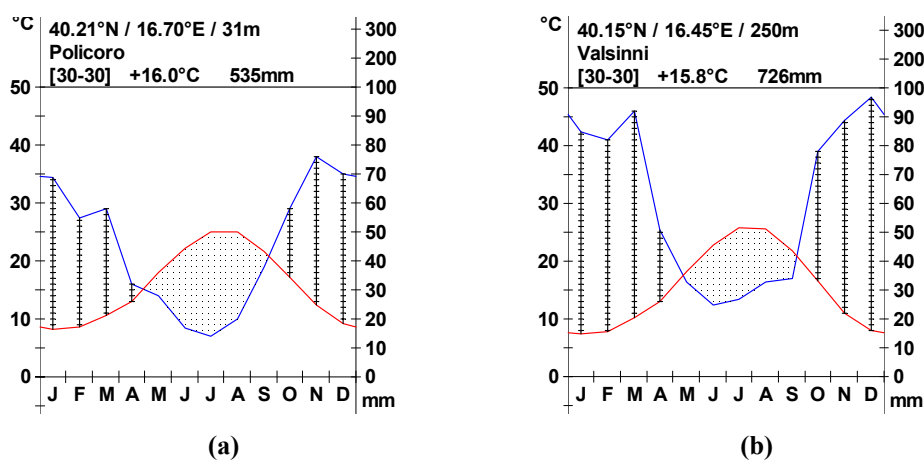


Figura 3.2 – Diagrammi climatici delle stazioni meteorologiche di Policoro (a) e Valsinni (b) calcolati su medie trentennali mensili di temperature (linea rossa) e precipitazioni (in blu), l'area di intersezione delle due curve rappresenta il periodo di siccità estiva. Elaborazioni prodotte mediante software *Climate Plot 32* (S. Riediger, Department of Biology, University of Osnabrück).

Sotto l'aspetto fitoclimatico (tab. 3.2) entrambe le zone in esame rientrano nella fascia del *Lauretum* secondo la classificazione del Pavari (Cantore *et. al.*, 1987), in particolare Monte Coppolo appartiene alle sottozone media e fredda e Bosco Pantano alla sottozona calda. Secondo la classificazione bioclimatica di Rivas-Martinez (Rivas-Martinez S. *et al.*, 2002) le aree ricadono nei bioclimi termomediterranei subumido (M. Coppolo) e secco (Pantano).

L'attribuzione al bioclimate è stata effettuata per entrambe le stazioni mediante il calcolo dell'indice ombrotermico annuale ($I_o = P_m/T_m$, ovvero il rapporto tra la somma delle precipitazioni mensili dei mesi con temperature superiori a zero gradi e la somma delle temperature medie mensili superiori a zero gradi). Per inquadrare ulteriormente il clima del territorio considerato si è fatto riferimento agli indici di Lang, De Martonne, Emberger e Mitrakos.

Il pluviometro di Lang è un indice di umidità di una stazione ed è dato dal rapporto tra precipitazioni (in cm) e temperature medie annue [$P_i = P/T$], secondo tale indice il limite tra vegetazione arborea e steppica corrisponde a valori del pluviometro inferiori a 1, mentre per valori inferiori a 0,5 si ha il passaggio alla vegetazione desertica.

L'indice di De Martonne [$DM = P/(T+10)$] è un indice di aridità derivato dal pluviometro di Lang e serve a definire anche se approssimativamente l'appartenenza a particolari ambienti: $DM < 5$ deserto, 5 – 10 steppa, 10 – 20 prateria, 20 – 30 macchia, >30 foresta.

Il Quoziente Pluviometrico di Emberger [$Q = 100P/(M^2 - m^2)$] è utilizzato per descrivere le caratteristiche bioclimatiche dell'area mediterranea basandosi sulle medie dei valori

estremi della temperatura (M media delle massime del mese più caldo e m media delle minime del mese più freddo), in relazione ai valori assunti dall'indice si parla di clima mediterraneo arido (10-20), semiarido (20-50); temperato (50-90) o umido ($\Rightarrow 90$).

In tabella 3.3 sono riportati i valori medi degli indici calcolati sulla serie di dati trentennali per le due stazioni meteorologiche.

Tabella 3.2 – Inquadramento fitoclimatico

STAZIONE	FITOClima DI PAVARI	BIOClima DI RIVAS-MARTINEZ	Indice Ombrotermico
Valsinni	fascia del <i>Lauretum</i> sottozona media e fredda	clima termomediterraneo subumido	3.84
Policoro	fascia del <i>Lauretum</i> sottozona calda	clima termomediterraneo secco	2.78

Tabella 3.3 - Riepilogo indici climatici

STAZIONE	LANG	DE MARTONNE	EMBERGER
Valsinni	4.59	28.13	62.43
Policoro	3.35	20.61	57.82

Gli indici di Mitrakos [MCS (*Monthly Cold Stress*) = $8(10-t)$; MDS (*Monthly Drought Stress*) = $2(50-P)$] sono ampiamente utilizzati in ambito mediterraneo perché basati sulla conoscenza dello stress d'aridità estivo e dello stress da freddo invernale, in quanto determinano l'areale

di distribuzione delle specie mediterranee (fig. 3.3). Le unità di stress sono definite su basi ecofisiologiche: lo stress di aridità si basa sulle precipitazioni mensili, partendo dal presupposto che in ambiente mediterraneo, per precipitazioni inferiori ai 50 mm, le piante subiscono uno stress dovuto all'aridità; allo stesso modo, lo stress da freddo si basa sui valori delle temperature minime mensili (t) e sul valore di 10°C inteso come soglia dell'attività vegetativa (Pignatti S., 1998).

In definitiva le zone in esame sono caratterizzate dall'avere un inverno relativamente mite (che non ostacola in maniera significativa l'accrescimento delle piante) ed un'estate lunga e calda che incide notevolmente (le piante si trovano in stasi vegetativa) sull'attività della vegetazione.

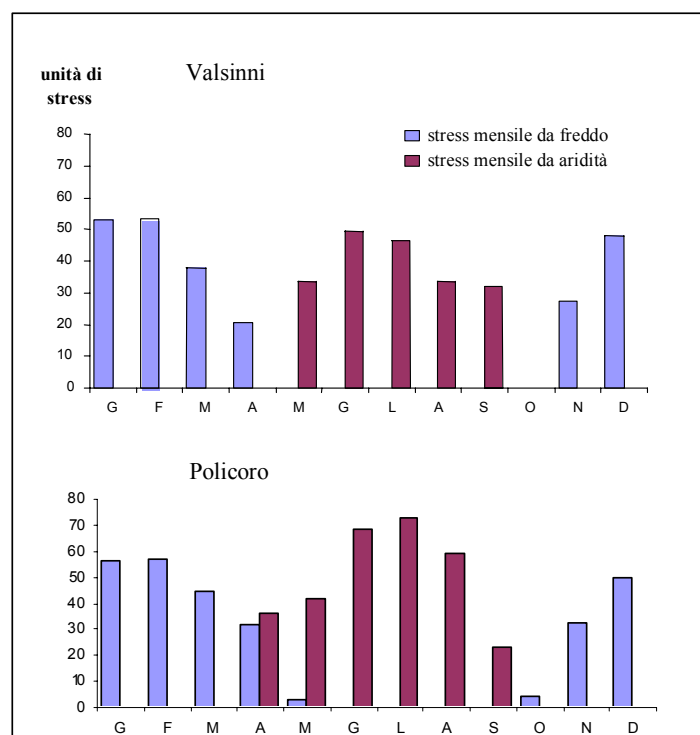


Figura 3.3 - Indici di Mitrakos: andamento medio dello stress da freddo e da aridità durante l'anno calcolati per le stazioni di Valsinni e Policoro su dati trentennali.

4 **STRUMENTI E METODOLOGIE DI INDAGINE: IL TELERILEVAMENTO PER LO STUDIO DELLA VEGETAZIONE**

4.1 Definizione e componenti di un sistema di telerilevamento

Il telerilevamento per l'osservazione della Terra si basa sulla caratteristica dei corpi di riflettere o emettere la radiazione elettromagnetica e sulla capacità di riconoscere, rilevare e misurare questa radiazione per mezzo di appositi sensori montati su piattaforme satellitari o aviotrasportate. La radiazione elettromagnetica è il mezzo che trasporta le informazioni relative ai fenomeni che si intendono studiare, essa ha quindi un ruolo fondamentale (Brivio *et al.*, 1993). Lo scopo del telerilevamento è di riuscire a stabilire una corrispondenza tra la quantità e la qualità della energia riflessa o emessa e la natura o lo stato dei corpi, o delle superfici, dai quali l'energia proviene.

I dati telerilevati, in genere, sono restituiti sotto forma di immagini *raster* (cioè formate da un insieme di piccole aree (*pixel*), ordinate secondo linee e colonne, tali da costituire una matrice e i cui valori possono contenere informazioni sia di tipo grafico che descrittivo). Tale prodotto può essere ulteriormente implementato, elaborato, aggiornato, nonché integrato con dati di natura differente sia in formato *vettoriale* (un sistema di archiviazione di dati grafici secondo il quale gli oggetti vengono memorizzati in base alle coordinate cartesiane dei punti e linee che li compongono), come ad esempio carte topografiche digitali, sia in formato *raster* come ortofoto o modelli digitali del terreno (DEM), grazie allo sviluppo di appositi software di gestione ed elaborazione delle immagini e dei sistemi informativi geografici (GIS), e costituire pertanto un sistema avanzato di supporto alla gestione e pianificazione dell'ambiente e del territorio.

Un sistema di telerilevamento per essere tale deve essere costituito da (fig.4.1):

- a) una sorgente di energia elettromagnetica (*il sole, un dispositivo di emissione di energia elettromagnetica, o l'ambiente stesso nel caso di energia emessa*);
- b) un percorso di trasmissione per tale energia (*l'atmosfera terrestre*);
- c) una superficie o target (*intesa come capacità della superficie terrestre di riflettere o di emettere l'energia*);
- d) un sensore in grado di osservare la superficie terrestre (*cioè un sistema orbitante, un veicolo aerospaziale o un aereo*) e di rilevare l'energia elettromagnetica riflessa e/o

- emessa e di organizzarla in forma di immagine;
- e) un sistema di telecomunicazione per controllare la piattaforma e per ricevere i segnali trasmessi tra cui quelli derivati dall'acquisizione del sensore;
 - f) un sistema di elaborazione capace di trasformare un segnale numerico in una immagine visibile ai nostri occhi e successivamente di estrarre automaticamente e/o facilitare l'estrazione delle informazioni utili;
 - g) un prodotto finale finalizzato ad un'applicazione pratica.

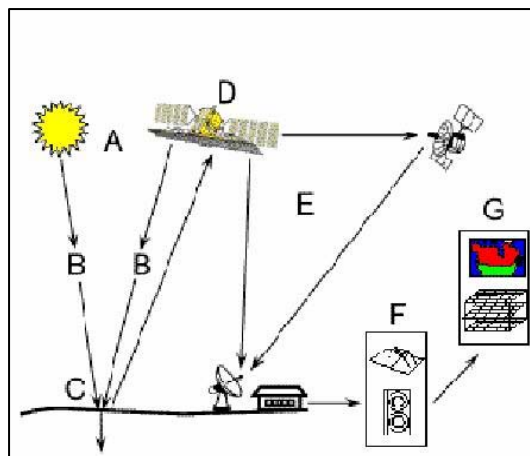


Figura 4.1 - Componenti di un sistema di telerilevamento
(fonte: CCRS, *Canadian Centre for Remote Sensing*).

4.2 Principi fisici del telerilevamento

Una sorgente di energia elettromagnetica può essere costituita dalla superficie di un corpo a temperatura superiore allo zero assoluto ($-273\text{ }^{\circ}\text{C}$). Qualunque corpo, infatti, emette radiazioni a determinate lunghezze d'onda, in funzione della sua temperatura e delle caratteristiche della sua superficie.

La fonte principale di radiazione è costituita dal Sole: l'energia che proviene da esso può venire assorbita, trasmessa e riflessa dai corpi che incontra lungo il suo percorso.

In accordo con la teoria ondulatoria la radiazione elettromagnetica può essere descritta come un'onda piana armonica che si propaga nello spazio vuoto, ed è costituita da due campi di forza, magnetico ed elettrico, ortogonali tra loro e rispetto alla direzione di propagazione.

Da un punto di vista qualitativo un'onda elettromagnetica può essere descritta in funzione della lunghezza d'onda (λ , la distanza che separa due picchi adiacenti dell'onda, generalmente espressa in micron) e della frequenza (ν , il numero di picchi d'onda che passano in un dato punto in un certo intervallo di tempo, espressa in hertz o cicli al secondo), il prodotto di queste due grandezze è costante e rappresenta la velocità di propagazione dell'onda:

$$v = \lambda \nu$$

che nel vuoto assume il valore massimo della velocità della luce c (pari a 299793 km s^{-1}).

La teoria quantistica, invece, descrive le onde come costituite da pacchetti d'onda o quanti o fotoni che rappresentano il trasferimento di energia per quantità discrete:

$$E = nh\nu$$

in cui n è un numero intero, ν la frequenza ed h la costante di Plank ($h=6,6256 \times 10^{-34}$ watt s²).

4.2.1 Lo spettro elettromagnetico

Tutta la radiazione elettromagnetica che si propaga nello spazio viene classificata in funzione della lunghezza d'onda o della frequenza, in bande o regioni spettrali, l'insieme continuo e ordinato di tutte queste regioni viene definito spettro elettromagnetico (fig.4.2)

La radiazione elettromagnetica è quindi convenzionalmente suddivisa nelle seguenti regioni:

- raggi Gamma**, le cui lunghezze d'onda sono inferiori a 0.03 nm;
- raggi X**, con valori di λ compresi tra 0,03 nm e 3 nm ;
- regione dell'**ultravioletto**, tra 3 nm e 0,4 μ m;
- regione del **visibile**, tra 0,4 μ m e 0,7 μ m, corrispondente alle lunghezze d'onda percepite dall'occhio umano e suddivisa in colori;
- regione dell'**infrarosso**, tra 0,7 μ m e 1 mm. Questa porzione dello spettro è ulteriormente suddivisa per applicazioni del telerilevamento multispettrale in:

infrarosso vicino tra 0,7 μ m e 2 μ m

infrarosso medio tra 2 μ m e 5 μ m

infrarosso termico tra 8 μ m e 15 μ m (Suits, 1983; Star and Estes,1990);

- regione delle **microonde** e delle **onde radar**, tra 1 mm e 300 cm. Le proprietà di tali onde di attraversare le nuvole e l'aerosol atmosferico rendono questa porzione dello spettro elettromagnetico fondamentale per diverse applicazioni del telerilevamento;

- onde radio**, onde a bassa frequenza usate nelle telecomunicazioni e nell'esplorazione dello spazio.

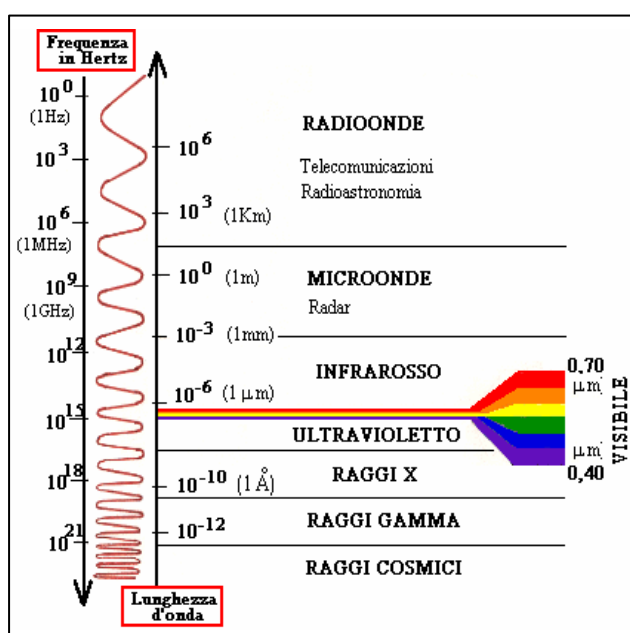


Figura 4.2 - Lo spettro elettromagnetico (fonte: EOBEM, 2001)

4.2.2 Interazione tra energia elettromagnetica e materia

Un'onda elettromagnetica incidente su una superficie reale può andare incontro a fenomeni di riflessione, assorbimento e trasmissione. Secondo il principio di conservazione dell'energia, la somma delle energie dovute a queste interazioni è costante ed uguale alla radiazione incidente:

$$E_{\text{inc}} = E_{\text{rif}} + E_{\text{ass}} + E_{\text{trasm}}$$

Il rapporto tra tutti questi fattori e l'energia incidente, fornisce una relazione caratteristica che descrive la porzione di energia che viene rispettivamente riflessa, assorbita e trasmessa:

$$E_{\text{inc}}/E_{\text{inc}} = E_{\text{rif}}/E_{\text{inc}} + E_{\text{ass}}/E_{\text{inc}} + E_{\text{trasm}}/E_{\text{inc}}$$

cioè

$$1 = \rho + \alpha + \tau$$

in cui: $\rho = E_{\text{rif}}/E_{\text{inc}}$ è il coefficiente di riflessione ($0 \leq \rho \leq 1$)

$\alpha = E_{\text{ass}}/E_{\text{inc}}$ è il coefficiente di assorbimento ($0 \leq \alpha \leq 1$)

$\tau = E_{\text{trasm}}/E_{\text{inc}}$ il coefficiente di trasmissione ($0 \leq \tau \leq 1$).

Questi coefficienti dipendono dalla natura chimico-fisica e dalla rugosità della superficie del corpo con cui la radiazione interagisce, mentre non dipendono dalla temperatura del corpo a meno che questa non induca modificazioni nel materiale.

Il loro valore è invece strettamente dipendente dalla lunghezza d'onda della radiazione incidente: ad esempio un corpo può avere un elevato coefficiente di riflessione nella banda del verde ed essere poco riflettente nella banda del rosso. Queste differenze intrinseche del corpo creano la possibilità di discriminare gli oggetti attraverso le misurazioni multispettrali del telerilevamento.

Poiché i corpi della superficie terrestre sono molto opachi si considera $\tau=0$ e quindi la relazione precedente può essere scritta come

$$\rho + \alpha = 1.$$

Si definisce coefficiente di emissività ε , il rapporto tra l'energia elettromagnetica emessa da una superficie reale di un corpo a temperatura T e l'energia emessa da una pari superficie di un corpo nero (cioè una superficie ideale la cui emissione radiativa dipende solo dalla sua temperatura e non dal materiale di cui è composta e che è in grado di assorbire tutte le radiazioni incidenti su di essa e di riemetterle in modo continuo su tutto lo spettro) alla stessa temperatura. L'emissività pertanto varia tra 0 e 1 ed è funzione della lunghezza d'onda. Un corpo nero ha quindi un coefficiente di emissività pari ad 1 mentre per le superfici reali è minore di 1.

Secondo Kirchhoff una superficie emette la stessa quantità di energia che può assorbire, cioè il coefficiente di emissione è pari al coefficiente di assorbimento: $\alpha = \varepsilon$. Questo consente di sostituire nella relazione che lega i coefficienti di assorbimento, riflessione e trasmissione, α con ε :

$$1 = \varepsilon + \tau + \rho$$

perciò si può affermare che, a parità di τ , superfici molto riflettenti in una determinata lunghezza d'onda non sono altrettanto in grado di emettere radiazioni e viceversa.

Per poter procedere nella trattazione è necessario definire alcune delle grandezze fisiche di maggior interesse per il telerilevamento (Lechi, 1991).

L'energia associata ad un'onda elettromagnetica viene definita energia radiante e si misura in joule. L'energia trasportata da un punto ad un altro nell'unità di tempo si definisce flusso di energia radiante e si misura in watt [W]. Quando l'emissione di energia elettromagnetica non è omogenea sulla superficie si definisce la densità di flusso radiante, ossia il flusso radiante emesso od assorbito per unità di superficie [W/m^2].

Se il flusso radiante è incidente, si definisce con il termine *irradianza*, mentre se il flusso è uscente si usa il termine *emittanza*.

La grandezza più usata nel telerilevamento è la *radianza*, definita come la densità di flusso radiante emessa da un'unità di superficie vista attraverso un angolo solido unitario per una data direzione e misurato su un piano perpendicolare alla direzione data e si misura in watt al metro quadro allo steradiano per unità di lunghezza d'onda [$\text{W m}^{-2} \text{sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$].

4.2.2.1 Interazione tra energia elettromagnetica e atmosfera

I fenomeni di assorbimento, riflessione, trasmissione vengono subiti in proporzioni variabili dalla radiazione solare anche mentre si propaga nell'atmosfera terrestre. I vari componenti dell'atmosfera quali ossigeno, vapore acqueo, polveri, ecc. interagiscono con la radiazione elettromagnetica provocando alterazioni nell'intensità e frequenza della radiazione attraverso fenomeni di assorbimento e diffusione. In particolare, l'assorbimento, dovuto all'interazione con il vapore acqueo, il biossido di carbonio, l'ossigeno e l'ozono, è la causa dell'attenuazione della radiazione solare nell'atmosfera terrestre (fig. 4.3a), se così non fosse la vita sulla Terra non sarebbe possibile. L'effetto dell'atmosfera sulle radiazioni è molto selettivo: esistono zone dello spettro elettromagnetico in cui i fenomeni di assorbimento dell'atmosfera causano effetti di vera e propria schermatura alle radiazioni elettromagnetiche: tali zone sono indicate con il nome di Bande di Assorbimento Atmosferico (fig.4.3a).

La definizione delle Bande di Assorbimento Atmosferico ha permesso l'individuazione di quelle porzioni dello spettro in cui è possibile effettuare osservazioni di telerilevamento sull'energia elettromagnetica riflessa ed emessa dalla superficie terrestre; tali porzioni costituiscono le bande attraverso le quali la radiazione riesce a filtrare senza grandi attenuazioni e sono dette “finestre atmosferiche” (fig.4.3a,b).

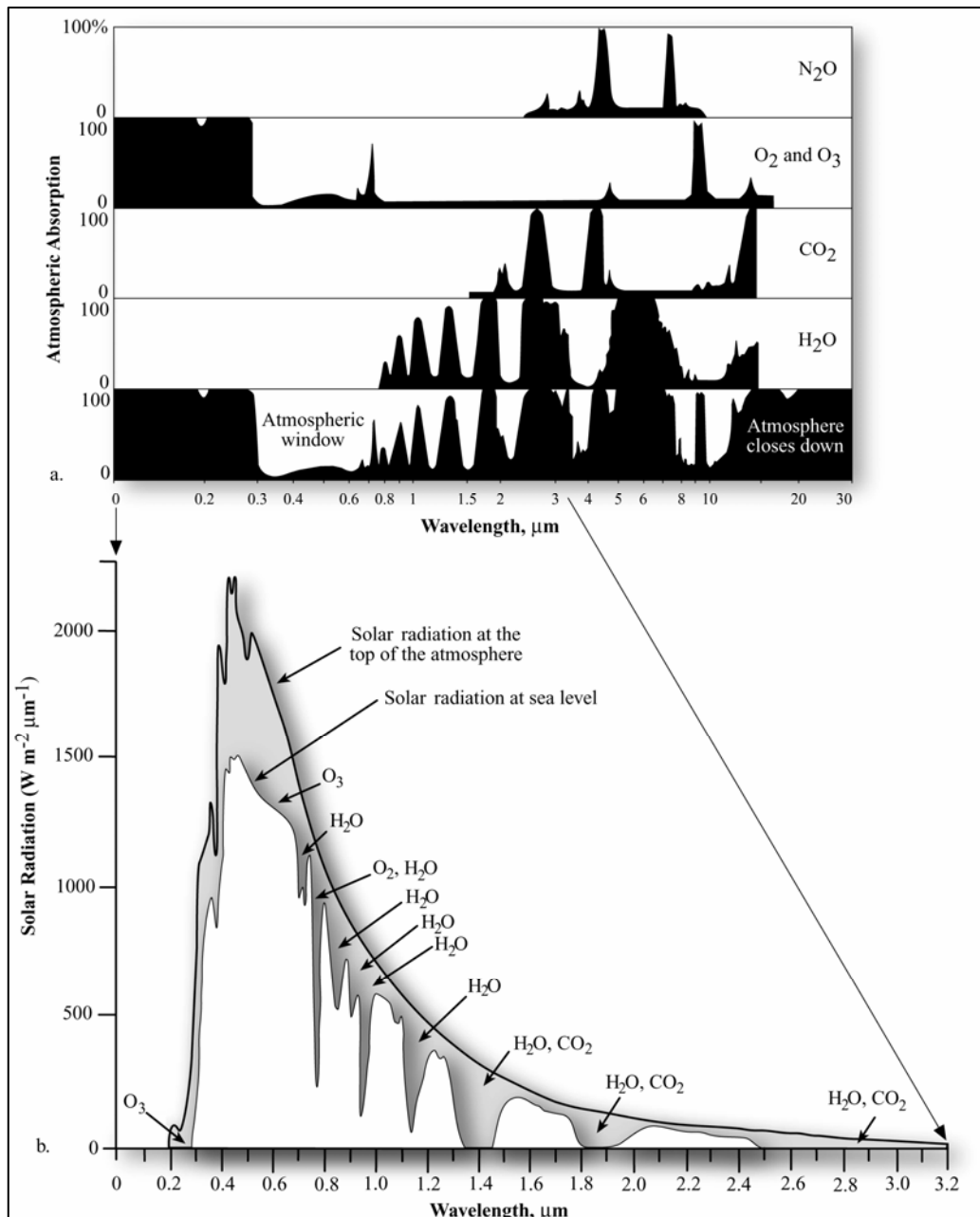


Figura 4.3 – a) Primi quattro grafici: assorbimento della radiazione solare incidente nella regione 0.1-30μm dovuto ai vari gas atmosferici (N₂O, O₂ e O₃, CO₂ e H₂O), nell'ultimo grafico è riportato l'effetto cumulato della presenza dei gas in atmosfera con regioni di trasparenza (*atmospheric windows*) e di assorbimento. b) la radiazione solare incidente che raggiunge la superficie terrestre è ridotta nel passaggio attraverso l'atmosfera dai fenomeni di assorbimento, riflessione e diffusione alle diverse lunghezze d'onda (tratto da Jensen, 2000 p.43).

Appare evidente che i sensori di telerilevamento multispettrale, cioè a più canali di

acquisizione contemporanea, sono radiometricamente calibrati per operare all'interno di tali porzioni dello spettro che corrispondono agli intervalli di lunghezze d'onda:

- del visibile (da 0.4 a 0.7 μm);
- dell'infrarosso vicino e medio (da 0.7 a 1.3 μm , da 1.5 a 1.8 μm , da 2.0 a 2.6 μm , da 3.0 a 3.6 μm , da 4.2 a 5.0 μm);
- dell'infrarosso termico (da 7.0 a 15.0 μm).

Un sensore operante in un intervallo di trasparenza dell'atmosfera misura la radianza riflessa o emessa dalle superfici; facendo operare lo stesso sensore in corrispondenza delle bande di assorbimento di un gas o del vapore acqueo si può misurare solo l'energia riflessa e/o la radianza emessa dal gas o dal vapore. Tuttavia i dati telerilevati presentano degli errori dovuti all'interazione tra energia elettromagnetica ed atmosfera anche nelle finestre di trasparenza (fig. 4.4), in particolare l'assorbimento riduce la quantità di energia disponibile in una data lunghezza d'onda, la diffusione ridistribuisce la radiazione cambiandone la direzione di propagazione e la rifrazione ne modifica solo la direzione del percorso.

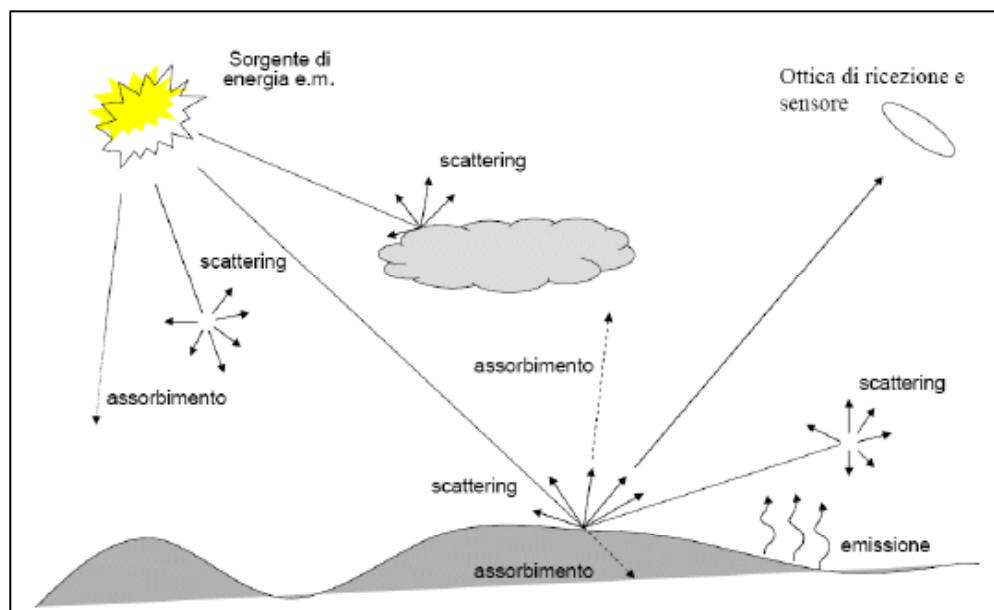


Figura 4.4 – Interazione della radiazione con l'atmosfera e la superficie di un corpo (tratto da Trianni, 2006)

Il fenomeno di dispersione dell'energia elettromagnetica incidente da parte dell'atmosfera terrestre è comunemente definito **scattering atmosferico**; esistono due tipi di scattering atmosferico responsabili degli effetti di degradazione radiometrica nelle immagini telerilevate: uno selettivo che agisce solo su determinate lunghezze d'onda ed un secondo tipo, definito non selettivo, che interessa un'ampia porzione dello spettro elettromagnetico.

Nell'ambito dello **scattering selettivo** esistono due tipi di fenomeni conosciuti con il nome dei loro scopritori: *Rayleigh* e *Mie*. Lo *Scattering di Rayleigh* si verifica quando le particelle presenti nell'atmosfera possiedono dimensioni (diametro) inferiori alla lunghezza d'onda dell'energia incidente. E' presente nell'alta atmosfera ed è responsabile della colorazione azzurra del cielo (così come viene percepita dai nostri occhi), poiché la lunghezza d'onda più corta nella regione del visibile è quella del blu che interferisce con le particelle di vapore acqueo il cui diametro è inferiore a 0.3 micron. L'effetto dello *Scattering di Rayleigh* è riscontrabile nelle bande nel range del "visibile" delle immagini multispettrali nelle quali diminuisce il contrasto della scena.

Lo *Scattering di Mie* avviene a quote maggiori del precedente ed è provocato dalla presenza di particelle di dimensioni maggiori (alcuni micrometri di diametro) che costituiscono, in alcuni casi, l'aerosol atmosferico (polveri e/o sabbie, sostanze inquinanti, ecc.). Questo tipo di scattering genera quelle colorazioni rossastre o marroni dell'atmosfera a seguito di emissioni di fumi (le cappe di inquinamento visibili a distanza su numerose metropoli o aree industriali) o di tempeste di sabbia in zone aride.

I fenomeni di diffusione di Rayleigh e Mie sono responsabili di un aumento dei valori di radianza registrati dai sensori alle lunghezze d'onda più corte (Brivio *et al.*, 1992).

Lo **scattering non selettivo** causato da polveri (es. emissioni vulcaniche), nebbie ed ammassi nuvolosi, dovuto alle possibili interazioni con particelle di grandezza maggiore di dieci volte la lunghezza d'onda della radiazione solare, è responsabile della colorazione bianca delle nubi (così come viene percepita dai nostri occhi o anche dai sensori infrarosso) poiché tutta l'energia elettromagnetica luminosa viene dispersa da particelle costituite da vapore acqueo, polveri, cristalli di ghiaccio, etc..

Come avviene per la radiazione solare incidente, anche le radiazioni elettromagnetiche riflesse o emesse dalla superficie terrestre, prima di essere riprese da un sensore devono attraversare uno strato più o meno denso di atmosfera, subendo fenomeni di dispersione, riflessione e trasmissione in funzione della distanza percorsa. Alcune lunghezze d'onda sono trasmesse con maggiore efficienza, mentre altre sono più disperse o assorbite e quindi più attenuate.

4.2.2.2 Comportamento spettrale dei corpi

I sensori per il telerilevamento misurano l'energia riflessa dalle superfici dei vari oggetti ripresi al suolo, con lo scopo di stabilire una corrispondenza tra la quantità ed il tipo di energia e la natura e lo stato dei corpi o delle superfici riflettenti dal quale questa energia

proviene (Gomasasca, 1997). Le proprietà riflettenti della superficie terrestre variano in funzione della lunghezza d'onda, delle caratteristiche della superficie, dell'angolo di incidenza e dell'angolo di vista del sensore rispetto alla superficie.

La riflessione può essere speculare (governata da leggi di facile comprensione, Snell e Fresnel) o diffusa (generata da superfici ruvide e di più difficile descrizione), la riflessione della superficie terrestre è composta da entrambi i tipi in proporzioni che dipendono dalle caratteristiche dei corpi (Adami, 1991).

Nel telerilevamento, in particolare quello nelle bande ottiche, si usa un parametro che descrive la quantità di energia riflessa, e che viene definito *riflettanza*. La riflettanza è la percentuale di energia radiante incidente che viene riflessa da un corpo e dipende dal tipo di superficie, dalla natura e dal materiale di cui è composto. Analizzando il valore della riflettanza di una superficie in tutte le lunghezze d'onda dello spettro è possibile tracciare una curva caratteristica definita *firma spettrale*.

Ogni categoria (vegetazione, suolo, acqua, neve ecc.) presenta una sua firma spettrale media che consente di distinguerla dalle altre (fig. 2.2, §2.2.1).

4.2.2.3 Comportamento spettrale della vegetazione

L'andamento della curva di riflettanza della vegetazione è regolato alle diverse lunghezze d'onda dal contenuto e dal tipo di pigmenti fogliari, dalla struttura interna della foglia e dal contenuto d'acqua (fig. 4.5).

Questi elementi determinano il caratteristico comportamento della vegetazione nelle bande del visibile (assorbono nel blu e nel rosso e riflettono nel verde) e dell'infrarosso vicino e medio.

In particolare si può individuare un comportamento specifico per ognuno dei seguenti fattori:

- a) i pigmenti fogliari, correlati alla risposta della vegetazione nelle bande del visibile. La clorofilla che costituisce circa il 65% dei pigmenti è responsabile dell'assorbimento nel blu e nel rosso mentre determina il picco di riflessione nel verde, la radiazione infrarossa invece attraversa i pigmenti e l'epidermide raggiungendo il parenchima. Le componenti verde e gialla della radiazione vengono riflesse dal mesofillo;
- b) la struttura fogliare, responsabile della riflessione molto elevata nelle bande dell'infrarosso vicino tra 0.7 e 1.35 μm , nell'ordine del 30-70% dell'energia incidente, l'energia residua viene soprattutto trasmessa mentre quella assorbita è molto poca. Questo comportamento dà informazioni dirette sullo stato del mesofillo, il quale essendo più o meno sviluppato a seconda dello stato di salute della pianta, della varietà specifica e dello

- stadio fenologico, è uno strumento potente sia per la discriminazione delle specie che per l'analisi degli stadi evolutivi e delle patologie all'interno di una stessa comunità;
- c) il contenuto d'acqua, il fattore che determina il comportamento spettrale della vegetazione nelle lunghezze d'onda dell'infrarosso tra 1.35 e 2.70 μm : in presenza di stress idrico si misura un abbassamento dei valori di riflettanza.
- Da queste considerazioni si deduce che la curva di riflettanza può variare in funzione del tipo di vegetazione (per la diversa struttura fogliare) e della sua densità, dello stadio fenologico e degli stress (idrico, fito-sanitario, ecc.) a cui può essere soggetta, (Gomarasca, 1997).

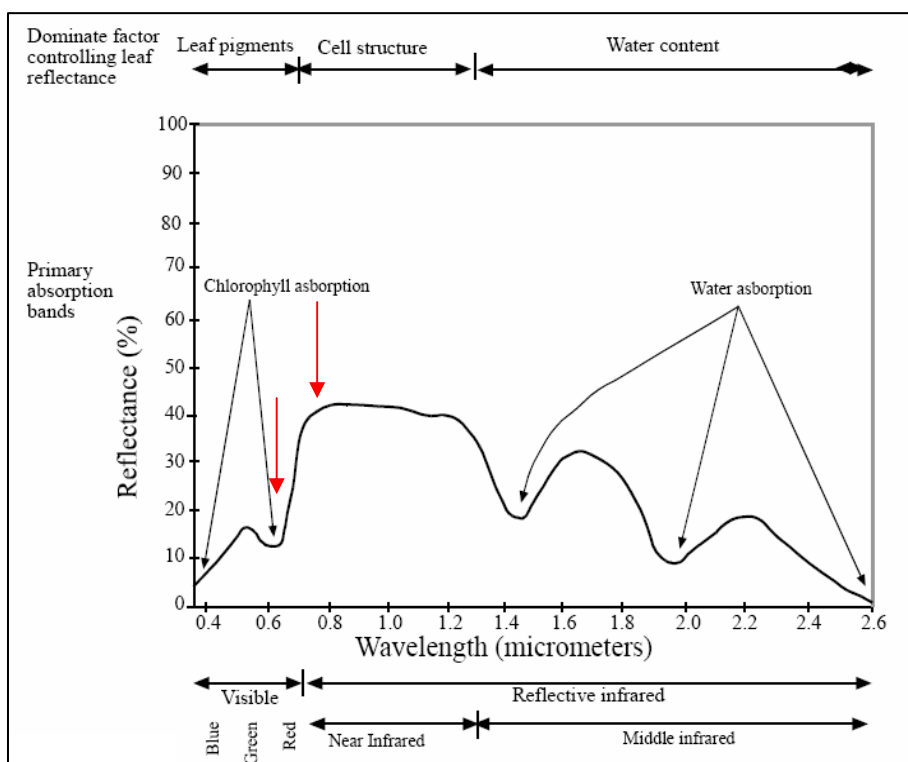


Figura 4.5 – Firma spettrale caratteristica della vegetazione sana in funzione dei fattori che ne regolano la riflettanza nel range 0.4-2.6 μm . Le due frecce rosse indicano l'assorbimento nel rosso e l'elevata riflessione nell'infrarosso che caratterizzano il comportamento spettrale della vegetazione (da Jensen, 2000 modificata).

4.3 I satelliti per l'osservazione della Terra

I satelliti per uso civile sono costituiti da piattaforme equipaggiate con dispositivi (sensori) che possono essere di tipo *passivo* (elettronici ad immagine, meccanici a scansione o a celle lineari) in grado di misurare la radiazione elettromagnetica che viene riflessa e/o emessa dalla superficie terrestre; oppure di tipo *attivo* che funzionano indipendentemente dalla presenza di una sorgente esterna di onde elettromagnetiche, essendo essi stessi ad emettere una radiazione elettromagnetica di cui poi viene raccolto il segnale di ritorno dopo essere stato riflesso e

diffuso dalla superficie terrestre.

A seconda dell'uso a cui sono destinati, i satelliti hanno orbite costanti e specifiche che gli consentono di avere determinate risoluzioni spaziali e temporali, si distinguono quindi:

1. piattaforme ad orbita polare eliosincrona;
2. piattaforme ad orbita geosincrona;
3. piattaforme ad orbita generica.

I satelliti come Landsat ed Ikonos hanno un'orbita **polare eliosincrona** cioè percorrono un'orbita circolare passante per i poli ad una quota tra i 700 e 1500 km, ed incrociano l'equatore sempre alla stessa ora solare locale per tutto l'anno. Questi satelliti, avendo un periodo di rotazione di una o due ore, sono gli unici che consentono un'osservazione completa della superficie terrestre. Il percorso di un satellite con orbita eliosincrona, è progettato in modo che il sensore possa sorvolare l'area di ripresa sempre alla stessa ora, mantenendo costante la relazione angolare tra il piano orbitale ed il sole. Ciò significa che l'angolo d'illuminazione solare rimane costante per una data latitudine permettendo al satellite di riprendere la scena con la sorgente di energia elettromagnetica stabile nell'intensità e nella posizione per ogni passaggio sulla medesima zona.

4.3.1 Risoluzioni degli strumenti per il telerilevamento

Come già accennato, l'orbita ed il periodo di rotazione determinano il tempo di ritorno e la frequenza di rilevazione delle scene influenzando la risoluzione temporale di queste tecniche di indagine. La tecnologia dei sensori e le modalità di osservazione determinano invece la capacità di ottenere una ripresa con un più o meno elevato dettaglio sia per quel che riguarda la discriminazione a terra di oggetti differenti che la misura spettrale delle radiazioni da essi riflesse.

Si definiscono quindi le seguenti caratteristiche dei sensori:

-risoluzione geometrica o spaziale, è la dimensione minima dell'area al suolo di cui si rileva l'energia elettromagnetica, dipende dall'altezza di ripresa e dalle caratteristiche del sensore e può variare da meno di 1 metro fino ad alcuni chilometri;

-risoluzione spettrale, è definita in relazione al numero di bande di acquisizione e alla loro ampiezza, in pratica è l'intervallo di lunghezze d'onda a cui è sensibile lo strumento (Gomarasca 1997);

-risoluzione radiometrica, è la minima energia che il sensore è in grado di percepire e codificare in segnale e rappresenta il numero di livelli in cui può essere scomposto il segnale originario, ad esempio un sensore che codifica ad 8 bit potrà scomporre il segnale in 256

livelli che vengono normalmente rappresentati con altrettante tonalità di grigio.

-risoluzione temporale, è l'intervallo temporale che intercorre tra una ripresa e l'altra relativa alla stessa scena.

4.3.2 Missioni Landsat

I satelliti della serie Landsat, operativi dal 1972, sono di tipo ad orbita eliosincrona quasi polare e vengono utilizzati principalmente per lo studio e la classificazione delle categorie d'uso del suolo. Ad oggi i satelliti Landsat che si sono succeduti sono stati 7 (il Landsat 6 è andato perso irrimediabilmente dopo il lancio), e ognuno di essi presentava delle aggiunte tecniche che lo rendevano migliore rispetto al precedente sia per quel che riguarda i sensori che per la capacità di trasmettere i dati a terra. In base alla tipologia di sensori con cui sono stati equipaggiati, vengono suddivisi in Landsat di prima e seconda generazione.

I satelliti di seconda generazione (Landsat 4, 5 e 7) sono molto più sofisticati dei precedenti al punto da costituire uno dei più validi ausili per studi di tipo agricolo o ambientale nell'ambito dei sensori ottico-meccanici a scansione. Questi satelliti orbitano a 705 km di altezza e con un periodo di ritorno di 16 giorni. Il Landsat 5, operativo dal 1984, è stato equipaggiato con il sensore *Thematic Mapper* (TM) che riprende la scena in 7 bande spettrali.

Il sensore TM è costituito da uno specchio che oscilla intorno ad un asse parallelo alla direzione di volo, riprendendo quindi la scena trasversalmente ed in entrambe le direzioni di scansione, per un'ampiezza a terra di 185 km. Altra componente fondamentale di questo sensore è il sistema di rilevatori, 16 per ognuna delle 6 bande spettrali riflesse (1-5 e 7) con un campo di vista istantaneo (IFOV) che dà una risoluzione a terra (*pixel*) di 30 m per 30 m. Per la banda 6, sensibile alle radiazioni nell'infrarosso termico (emesso) i rilevatori sono 4 con una risoluzione di 120 x 120m (tab. 4.1).

Nel 2000 è stato messo in orbita il Landsat 7 equipaggiato con l'*Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) che, oltre alle bande con 30 m di risoluzione, ha in più una banda pancromatica con risoluzione spaziale di 15 m ed una banda nell'infrarosso termico (banda 6) con risoluzione a 60 m, la risoluzione radiometrica è 8 bit.

Le bande TM sono progettate per acquisire in regioni spettrali che caratterizzano le diverse risposte spettrali dei corpi (fig.4.6):

Banda TM 1 (0.45-0.52 μm). Il range di lunghezze d'onda su cui registra questo canale di osservazione comprende il dominio del blu e parte del verde, nella regione del visibile dello spettro elettromagnetico. La sensibilità spettrale di questa banda, essendo in prossimità del picco di trasmissività dell'acqua, permette la caratterizzazione dei corpi d'acqua superficiali.

Il limite superiore del range di sensibilità della Banda TM 1 è in corrispondenza del limite di assorbimento della clorofilla per la vegetazione in condizioni vitali normali, eventuali stress vegetativi con influenze nella produzione di clorofilla possono essere facilmente identificate con un aumento della risposta spettrale su questo canale di osservazione. Questa banda è inoltre utilizzata per la discriminazione tra conifere e latifoglie.

Banda TM 2 (0.52-0.60 μm). Questo canale di osservazione, tarato sulla regione del verde dello spettro elettromagnetico, è situato in corrispondenza del picco di massima riflessione della vegetazione nelle lunghezze d'onda del visibile. Tale banda è utilizzata per la determinazione dello stato di vigore della vegetazione naturale e coltivata, e rappresenta un elemento determinante per la costruzione di indici di vegetazione, in sintesi con altre bande del Thematic Mapper.

Banda TM 3 (0.63-0.69 μm). Il range di sensibilità spettrale di questo canale è posto in corrispondenza della regione del rosso dello spettro elettromagnetico e non risulta influenzato dagli effetti di disturbo dello scattering atmosferico. Rappresenta, pertanto, il canale di osservazione del TM più importante per la discriminazione della vegetazione nella regione del visibile sulla base dei comportamenti differenziali di assorbimento dell'energia elettromagnetica poiché risulta in corrispondenza del picco di assorbimento della clorofilla.

Banda TM 4 (0.76-0.90 μm). Il range di sensibilità di questa banda rappresenta la porzione dello spettro elettromagnetico di competenza dell'infrarosso riflesso (IR vicino). Questo canale è particolarmente sensibile alla riflessione fogliare della vegetazione, che in questa regione dello spettro ha il suo massimo di risposta spettrale. Inoltre risulta particolarmente utile nella definizione dei limiti tra aree vegetate e suolo nonché tra corpi idrici e terreno, per l'elevato contrasto tra aree vegetate (massima riflessione), suoli scoperti (media riflessione) e corpi d'acqua (massimo assorbimento).

Banda TM 5 (1.55-1.75 μm). Questo canale di osservazione è posto tra le due principali finestre di assorbimento dell'energia elettromagnetica da parte dell'acqua, la sua utilizzazione è pertanto particolarmente efficace nell'identificazione di fenomeni di siccità dei raccolti, nella discriminazione tra suoli umidi ed asciutti, nella determinazione di aree ricoperte di ghiacci, neve e relativi prodotti di scioglimento nonché nella discriminazione di alcuni tipi litologici.

Banda TM 6 (10.4-12.5 μm). Rappresenta il canale di registrazione dell'energia elettromagnetica emessa sotto forma di temperatura dai materiali presenti sulla superficie terrestre. La banda dell'infrarosso termico permette quindi di definire aree a temperature differenti dalla media, la sua utilizzazione risulta efficace nelle analisi sulla vegetazione e sui

suoli così come per mappature termiche in aree industriali e residenziali.

Banda TM 7 (2.08-2.35 μm). Questo canale è tarato oltre il picco di assorbimento dell'acqua posto in prossimità della lunghezza d'onda di 1.9 micron. La sua utilizzazione è diffusa nella mappatura di superfici geologiche, potendo identificare differenze litologiche superficiali attraverso le loro caratteristiche emissive.

4.3.3 Ikonos

Il satellite Ikonos è il primo di una nuova generazione di satelliti commerciali ad alta risoluzione. Lanciato nel 1999, vola ad una quota di circa 680 km ed è in grado di acquisire 4 bande con risoluzione geometrica di 4 m e una banda pancromatica con risoluzione spaziale di 1 m (tab. 4.2).

Ikonos orbita in sincronia con il Sole, ruotando intorno alla Terra ben 14 volte al giorno con un periodo di 98 minuti. La risoluzione radiometrica delle immagini è pari a 11 bit (2048 livelli in scala di grigio) di gran lunga superiore a quella del Landsat.

Il sistema della camera digitale con cui è equipaggiato Ikonos, è composto principalmente di 4 elementi:

- il Telescopio Ottico che cattura l'immagine fra 11 e 13 km di ampiezza, e la riflette nei *Digital Imaging Sensors*;
- l'Unità di Piano Focale che contiene i sensori pancromatico e multispettrale che trasformano la luce in *pixel* distinti. Un analogo processore di segnale converte il contenuto di ogni singolo *pixel* in un bit digitale;
- l'Unità di Processamento digitale che comprime i dati e li spedisce a terra;
- l'Unità "Energetica" che regola i processi di energia all'interno del satellite.

Essendo un "agile platform" questo satellite può posizionarsi per acquisire le immagini per la specifica area di interesse.

La disponibilità di sensori ad alta risoluzione spaziale come questo fornisce strumenti innovativi per applicazioni in campo ambientale di elevata accuratezza e, grazie alla sovrapposibilità dei range spettrali (fig. 4.7), è confrontabile con gli altri satelliti per il monitoraggio ambientale.

Figura 4.6 – Bande riflessive di acquisizione del Landsat 7 ETM+ confrontate con le firme spettrali di riflettanza della vegetazione e di assorbanza dell'acqua (adattata da Gomasca, 1997).

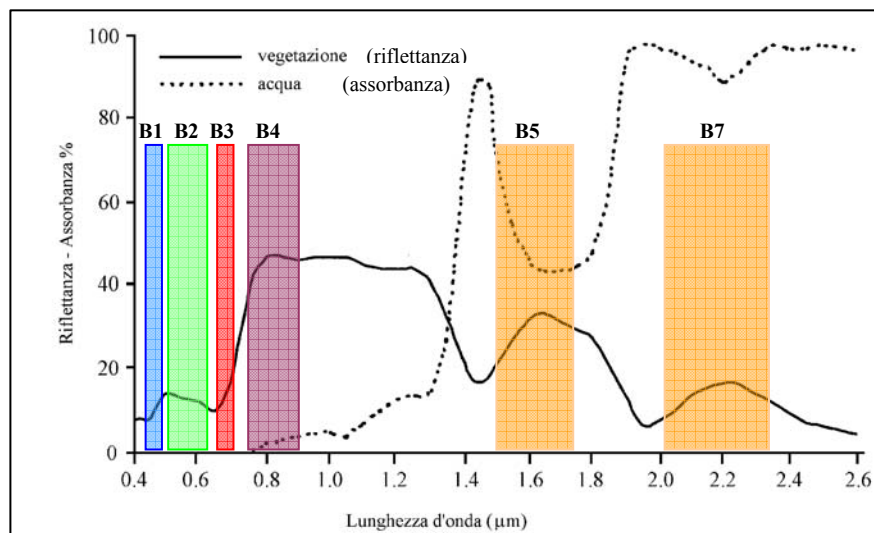


Figura 4.7 – Bande riflessive di acquisizione di Ikonos e firme spettrali di riflettanza della vegetazione e di assorbanza dell'acqua (da Gomasca, 1997 riadattata).

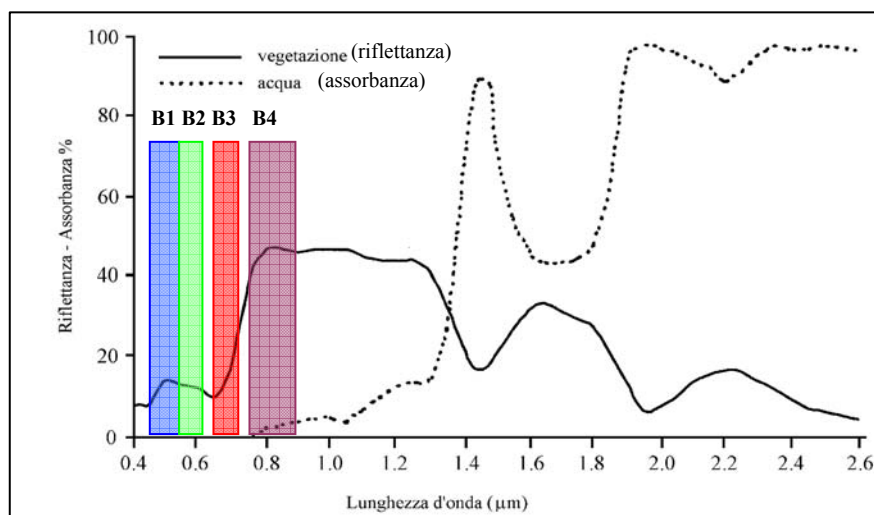


Tabella 4.1 - Scheda riassuntiva delle caratteristiche del Landsat TM /ETM+

Caratteristiche	5 TM		7 ETM+	
Data del lancio	1 marzo 1984		15 aprile 1999	
Area ripresa	170x183 km		170x183 km	
Tipo di orbita	Eliosincrona		Eliosincrona	
Risoluzione temporale	16 giorni		16 giorni	
Bande di acquisizione	Risoluzione spettrale ($\Delta\mu\text{m}$)	Risoluzione spaziale (m)	Risoluzione spettrale ($\Delta\mu\text{m}$)	Risoluzione spaziale (m)
Banda 1 (blu)	0.45-0.52	30	0.45-0.52	30
Banda 2 (verde)	0.52-0.60	30	0.53-0.61	30
Banda 3 (rosso)	0.63-0.69	30	0.63-0.69	30
Banda 4 (infrarosso vicino)	0.76-0.90	30	0.78-0.90	30
Banda 5 (infrarosso medio)	1.55-1.75	30	1.55-1.75	30
Banda 6 (infrarosso termico)	10.40-12.50	120	10.40-12.50	60
Banda 7 (infrarosso medio)	2.08-2.35	30	2.09-2.35	30
Banda PAN (pancromatica b/n)			0.52-0.90	15
Risoluzione spaziale	30 m per le bande 1,2,3,4,5 e 7 120 m per la banda 6		30 m per le bande 1,2,3,4,5 e 7 60 m per la banda 6 15m banda pancromatica	
Risoluzione radiometrica	8 bit		8 bit	

Tabella 4.2 - Scheda riassuntiva delle caratteristiche di Ikonos.

IKONOS		
Data del lancio	24 settembre 1999	
Area ripresa	11x11 km	
Tipo di orbita	sincrona-solare	
Risoluzione temporale	3 gg	
Bande	Risoluzione spettrale ($\Delta\mu\text{m}$)	Risoluzione spaziale (m)
Banda 1 (blu)	0.45-0.52	4
Banda 2 (verde)	0.51-0.60	4
Banda 3 (rosso)	0.63-0.70	4
Banda 4 (infrarosso vicino)	0.76-0.85	4
Banda PAN (panchrom)	0.45-0.90	1
Risoluzione radiometrica	11 bit	

4.4 Elaborazione digitale delle immagini

I dati acquisiti dai satelliti di telerilevamento sono in forma analogica, ma per ridurre gli errori durante la trasmissione a terra e consentire la successiva registrazione ed elaborazione al computer, le misure di luminosità che compongono le immagini sono trasformate in unità numeriche discrete o *Digital Numbers* (DN).

L'immagine acquisita è quindi trasformata in una matrice di *pixel*. Ad ogni *pixel* corrisponde un valore proporzionale all'intensità luminosa (riflessa o emessa) rilevata dal sensore in un certo intervallo di lunghezza d'onda, consentendo di ricostruire le caratteristiche spettrali delle superfici a terra per un'estensione di decine di migliaia di chilometri quadrati di territorio.

L'immagine digitale è pertanto una griglia regolare di *pixel* che si susseguono orizzontalmente lungo righe e verticalmente secondo colonne il cui valore numerico corrisponderà alle caratteristiche spettrali di piccole porzioni di territorio. Ogni *pixel* sarà caratterizzato da tanti valori ($DN_1, DN_2 \dots DN_n$) quante sono le bande spettrali (fig. 4.9) ed avrà assegnate quelle che vengono definite coordinate-immagine, indispensabili ad identificare la sua posizione sull'immagine. Il DN può assumere un numero limitato di valori che dipende dal numero di *bit* usati per quantizzare il segnale luminoso (vd. risoluzione radiometrica).

Poiché le misure vengono effettuate in più bande spettrali, per una stessa scena si avranno diverse immagini digitali, una per ogni banda, che costituiscono quella che si definisce una immagine multispettrale e che è quindi una matrice numerica a più dimensioni (Brivio et. al. 1993). Dal momento che la maggior parte dei sensori è sensibile a determinati intervalli di lunghezze d'onda (risoluzione spettrale) la firma spettrale di un qualunque elemento di una

scena sarà di tipo discreto (fig. 4.8).

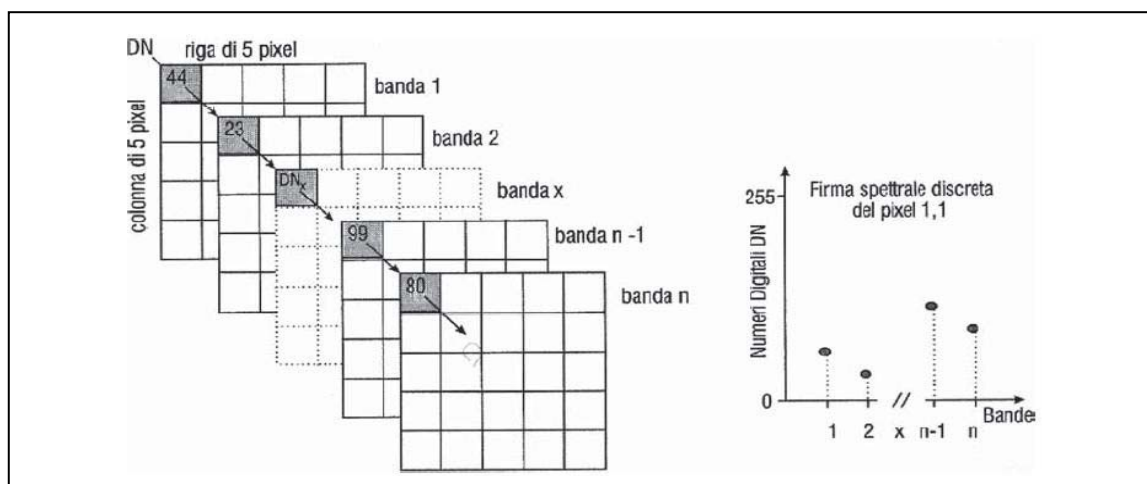


Figura 4.8 – Modello a griglia delle immagini multispettrali e firma spettrale del *pixel* (tratto da Gomarasca, 1997).

La natura digitale del dato ne consente l'uso ed il trattamento mediante sistemi informatici sviluppati appositamente, con dei vantaggi anche per l'interpretazione non automatica delle immagini stesse: l'elaborazione digitale produce immagini trasformate e migliorate in modo da rendere più semplice e possibile una successiva interpretazione visuale e quindi l'estrazione delle informazioni (Gomarasca, 1997).

Un sistema di telerilevamento satellitare è costituito da un numero di componenti naturali ed artificiali dalle caratteristiche complesse che possono creare, in modo indipendente o combinato, una serie di imprecisioni durante l'acquisizione in grado di causare degradazioni nell'informazione radiometrica (valore numerico del *pixel*) e distorsioni nell'informazione geometrica (posizione del *pixel* nell'immagine) e che sono imputabili ai sensori, alla struttura veicolante (piattaforma orbitante o aerea) e all'atmosfera e che pertanto influiscono sulla qualità visiva delle immagini e sulla loro corretta interpretazione ed analisi.

Con il termine pre-elaborazione o *pre-processing* si indicano tutte quelle procedure correttive sui valori numerici dei *pixel* e sulla loro collocazione spaziale. Lo scopo di queste correzioni è quello di produrre un'immagine che sia più vicina possibile, in senso geometrico e radiometrico, alle caratteristiche di radianza della scena originale (Gomarasca, 1997).

In particolare il *pre-processing* può comprendere:

- correzioni geometriche: per orientare geograficamente l'immagine ed eliminare le deformazioni introdotte dal sistema di ripresa e per la co-registrazione tra immagini diverse;

- ❑ correzioni radiometriche: per eliminare l'errore introdotto da malfunzionamenti dei sensori e gli effetti dello strato atmosferico tra il sensore e la superficie di indagine;
- ❑ enfattizzazione: miglioramento del contrasto e filtraggio.

Queste operazioni consentono di poter confrontare immagini provenienti da sensori diversi oppure acquisite in tempi e con angoli di ripresa differenti dopo essere state ricondotte allo stesso sistema di riferimento geografico e depurate degli effetti atmosferici. Dopo la fase di *pre-processing*, quindi, le immagini, sono utilizzabili per le successive elaborazioni come la classificazione e l'estrazione di indici spettrali.

4.4.1 Le correzioni geometriche

Le correzioni geometriche servono ad eliminare le deformazioni introdotte dal sistema di ripresa e consentire l'esatta collocazione geografica del *pixel*; tali deformazioni sono dovute alla curvatura e alla rotazione della Terra durante la scansione da parte del sensore, ad eventuali variazioni nella quota e nell'assetto del satellite ed alla rifrazione atmosferica.

Le distorsioni geometriche dovute a curvatura e rotazione terrestri durante la ripresa e alla distorsione panoramica dovuta alla non linearità del sistema di scansione, sono prevedibili e costanti nel tempo, e pertanto sono definite distorsioni sistematiche. Questi errori, in genere, sono corretti dai laboratori delle stazioni di ricezione sulla base di modelli deterministici.

Nonostante queste correzioni preliminari, permangono alcune distorsioni non sistematiche dovute a variazioni non previste dell'assetto del satellite (rollii, imbardate e beccheggi) che contribuiscono alla deformazione delle immagini rispetto alla scena ripresa.

Queste distorsioni vengono corrette mediante il confronto tra punti di coordinate note, cioè riferiti ad una proiezione cartografica prestabilita, e punti omologhi sulle immagini. L'operazione che consente di trasformare geometricamente un'immagine per poterla ricondurre al sistema di riferimento di una cartografia è definita *rettificazione* e comprende la *georeferenziazione*, cioè l'assegnazione di coordinate geografiche ad ogni punto.

La rettifica delle immagini prevede l'individuazione, nella scena ripresa, di un certo numero di punti di controllo (*Ground Control Points* o GCP) per poter costruire delle relazioni matematiche tra i *pixel* dell'immagine distorta ed i corrispondenti punti in una nota proiezione e scala. Ogni GCP deve rappresentare una caratteristica fisica della scena facilmente identificabile sull'immagine. L'individuazione dei GCP può essere effettuata mediante cartografia a scale adeguate, o mediante acquisizione diretta basata sul sistema automatico di posizionamento satellitare definito *Global Positioning System* (GPS).

Le coordinate immagine dei *pixel* sono trasformate in coordinate geografiche tramite un

modello di trasformazione geometrica di tipo polinomiale il cui grado determina l'accuratezza del processo ma anche il numero minimo di GCP necessari, secondo la seguente formula (ERDAS, 1999):

$$N^{\circ} \text{ GCP} = > (\text{grado}+1)(\text{grado}+2)/2$$

Un polinomio di ordine superiore (>2) consente di correggere distorsioni non lineari anche complesse ma richiede un numero maggiore di GCP ben distribuiti nell'immagine.

L'accuratezza del risultato di un processo di rettifica è valutata attraverso il parametro RMSE (*Root Mean Square Error*) che rappresenta la distanza tra le coordinate ottenute e quelle del GCP corrispondente. Questo parametro viene espresso in *pixel* o in metri e si ottiene applicando la seguente formula:

$$\text{RMSE} = \sqrt{(X_r - X_i)^2 + (Y_r - Y_i)^2}$$

in cui X_r = coordinata x immagine rettificata, X_i = coordinata x del GCP, Y_r = coordinata y immagine rettificata e Y_i = coordinata y del GCP.

L'RSME totale fornisce l'errore di posizionamento medio che l'immagine corretta ha rispetto ai GCP di riferimento ed è calcolato come la radice della somma dei quadrati dei singoli RMSE diviso il numero di punti utilizzati:

$$\text{RMSE tot} = \sqrt{\sum_{i=1}^n \text{RMSE}^2 / n}$$

(con n numero di GCP).

L'accuratezza ritenuta accettabile varia secondo gli scopi, solitamente si cerca di ottenere un'accuratezza inferiore al *pixel*.

Nella fase di rettifica delle immagini spesso è necessario considerare anche la quota dei punti. Infatti, se l'area d'indagine presenta zone topograficamente varie, sono possibili distorsioni dovute alle variazioni di altezza tra un *pixel* e quello adiacente. È indispensabile, quindi, che il programma di trasformazione geometrica esegua il calcolo delle nuove coordinate considerando i dati di quota mediante un modello digitale dell'elevazione (DEM) che se disponibile per l'area di studio a risoluzioni geometriche compatibili con quelle delle immagini satellitari, può essere introdotto nella fase di rettifica. Quando la correzione geometrica tiene conto anche della quota dei punti si parla di *ortorettificazione*.

Il processo di rettificazione prevede inoltre il *ricampionamento*, cioè il trasferimento dei valori delle riflettanze spettrali dei *pixel* nell'immagine originale ai *pixel* dell'immagine corretta cioè rettificata (Gomarasca, 1997). Questa operazione si rende necessaria in quanto i *pixel* si trovano in una posizione più accurata, ma il loro valore di radianza non corrisponde

più alla luminosità della scena originale. Il ricampionamento dell'intensità luminosa dell'immagine, punto per punto, può essere realizzato attraverso tre tecniche di interpolazione:

Nearest-Neighbour, rappresenta l'interpolazione di ordine zero, in cui al *pixel* di output viene assegnato il valore di luminosità (DN) relativo al *pixel* di input più vicino alla localizzazione delle coordinate corrispondenti nell'immagine input. Questa tecnica è la più rapida, in termini di tempo richiesto dall'elaboratore, e risulta di grande efficienza per alcune applicazioni, poiché non altera i valori di luminosità nominali. Questa tecnica di ricampionamento è stata adottata nella pre-elaborazione delle immagini utilizzate in questo lavoro.

Bilinear Interpolation, questa operazione rappresenta l'interpolazione di intensità luminosa di primo ordine, e ridistribuisce i DN nell'immagine-output attraverso tre interpolazioni lineari applicate ai quattro *pixel* di input a contorno del punto individuato sull'immagine distorta. Il nuovo valore di luminosità per ogni *pixel* in output rappresenta la media dei valori di questi quattro *pixel* in rapporto alla loro distanza dal punto. La tecnica di interpolazione bidimensionale, rispetto alla precedente, risulta più precisa nella correzione delle distorsioni, ma spesso rimuove delle informazioni spettrali utili (Avery & Berlin, 1992), introducendo nell'immagine corretta uno smussamento dei contorni degli oggetti (Lillesand & Kiefer, 1994).

Cubic Convolution, rappresenta una tecnica simile alla precedente utilizzando, però, sedici *pixel* a contorno del punto individuato dall'interpolazione spaziale sull'immagine distorta. Questo procedimento di interpolazione, che rappresenta un'operazione di convoluzione, avviene in due stadi successivi: il primo effettua un'interpolazione lungo le righe, mentre il secondo agisce lungo le colonne. Generalmente, il risultato di tale procedimento d'interpolazione dell'intensità luminosa è rappresentato da un'immagine meno diffusa di quella prodotta dalla tecnica precedente, ma che comunque presenta dei valori di luminosità dei *pixel* non corrispondenti ai reali valori di radianza rilevati dai sensori. Le immagini corrette con l'uso di questa interpolazione si prestano maggiormente per analisi di tipo visuale, mentre una loro eventuale utilizzazione per classificazioni spettrali è sconsigliata (Richards, 1986).

4.4.2 Le correzioni radiometriche

Le correzioni radiometriche servono ad eliminare l'errore dovuto al cattivo funzionamento del convertitore analogico/digitale oppure dei sensori (errori radiometrici sistematici, qui non

trattati), ma anche agli effetti di attenuazione e *scattering* dell'atmosfera nei confronti della radiazione elettromagnetica riflessa o emessa dalla superficie terrestre, che introducono un "disturbo" ed una diminuzione del contrasto delle immagini (errori radiometrici non sistematici). Queste correzioni portano ad assegnare il corretto valore di radianza relativo ad ogni banda di osservazione.

La prima forma di correzione, chiamata calibrazione al sensore, consiste nel convertire la grandezza adimensionale (DN), che il sensore utilizza per tradurre il segnale rilevato, in una grandezza fisica come la radianza (L_λ), che rappresenta la quantità di energia trasmessa o ricevuta in funzione della lunghezza d'onda della radiazione stessa e della superficie radiante. Per passare dalla codifica del segnale acquisito in DN all'effettiva radianza, sono però necessari opportuni coefficienti (A , B), diversi per ogni sensore e variabili nel tempo poiché risentono delle derive nell'elettronica connessa. Se la relazione tra DN e radianza è di tipo lineare può essere semplicemente descritta dalla seguente equazione:

$$L_\lambda (\text{W m}^{-2} \text{sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}) = A * DN + B \quad [\text{Chander et al., 2003}]$$

I coefficiente A e B sono detti *gain* e *offset* e possono essere forniti dai costruttori e dai distributori, è da tener presente però che tali coefficienti non restano costanti nel tempo e vanno quindi aggiornati.

L'energia captata dal sensore dipende non solo dagli effetti atmosferici e dalla topografia ma anche dall'altezza e dalla distanza del Sole dalla Terra, che varia periodicamente al variare del tempo. Un'analisi quantitativa di dati telerilevati relativi ad immagini acquisite in periodi diversi (approccio multitemporale), deve pertanto tener conto del variare dell'irradiazione solare nell'anno.

È possibile quindi passare dalla radianza misurata dal sensore alla riflettanza apparente al sensore (radianza riflessa/radianza incidente) relativa ad ogni banda di acquisizione mediante la relazione generale:

$$\rho_{\lambda\text{sat}} = \pi L_\lambda d^2 / (E_{\text{sun}\lambda} \cos(\vartheta_z)^2) \quad [\text{Chavez, 1996}]$$

in cui

$\rho_{\lambda\text{sat}}$ = riflettanza al sensore relativa alla banda λ

L_λ = radianza misurata al sensore nella banda λ

d = distanza Terra-Sole (Unità Astronomiche)

$E_{\text{sun}\lambda}$ = costante solare esoatmosferica relativa alla banda λ

ϑ_z = angolo nadirale del Sole.

Come accennato in precedenza (§4.2.2.1), la radiazione subisce profonde modificazioni nel suo percorso dalla sorgente all'oggetto e dall'oggetto al sensore. In particolare, l'atmosfera influenza i dati telerilevati in due modi diversi: smorza la radiazione (assorbimento) e agisce come una sorgente fittizia (fenomeno di diffusione o *scattering*). Infatti, una parte della radiazione che viene diffusa, chiamata *path radiance* (radiazione di percorso), viene deviata dall'atmosfera direttamente al sensore senza fornire informazioni sugli oggetti al suolo (fig. 4.9). L'interferenza anche in questo caso dipende dalla lunghezza d'onda della radiazione e causa un effetto foschia sull'immagine (Altobelli *et al.*, 2003).

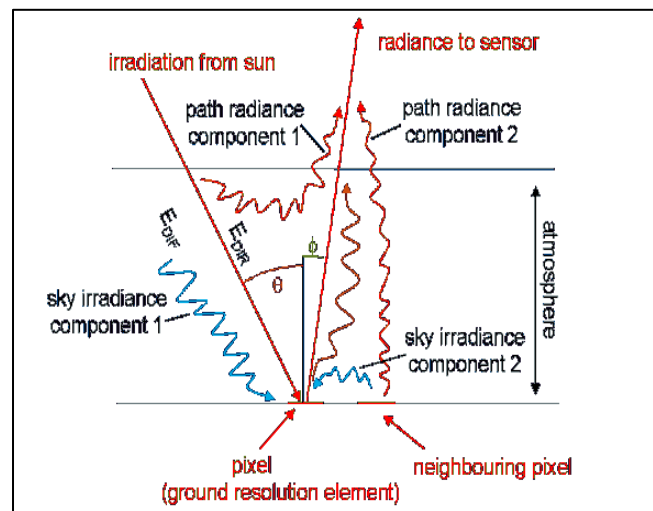


Figura 4.9 – Contributo dell'atmosfera al segnale rilevato dal sensore (fonte Richards & Jia, 1999).

Per poter discriminare correttamente le caratteristiche dell'oggetto d'indagine è necessario quindi depurare il segnale rilevato al sensore dagli effetti atmosferici per ricostruire la riflettanza superficiale reale delle superfici osservate. In particolare la correzione per gli effetti atmosferici si rende necessaria quando il carattere dell'indagine richiede l'utilizzo di dati ripresi in momenti diversi o da sensori differenti, oppure quando la superficie ripresa è particolarmente vasta per cui si ritiene che le condizioni dello strato atmosferico non siano costanti all'interno di una stessa immagine.

Diverse procedure sono state sviluppate a tal fine; le metodologie più accurate sono quelle che ricorrono a modellizzazioni dell'intera colonna atmosferica. Tra queste, i più conosciuti sono i codici *6S* (Vermote *et al.*, 1997), *Lowtran* e *Modtran* (Kneizys *et al.*, 1988). Questi modelli richiedono in input dati misurati o assunti del profilo atmosferico (come pressione, temperatura, vapor d'acqua, ozono), tipo di aerosol, angolo di elevazione solare e angolo di vista del sensore (ERDAS, 1999). Altri metodi meno accurati, ma comunque molto usati

poiché non necessitano di alcuna misura sui parametri atmosferici, derivano informazioni sulle caratteristiche ottiche dell'atmosfera a partire dall'immagine medesima (Trianni, 2006).

4.4.3 Enfattizzazione delle immagini digitali

Un'immagine proveniente da riprese satellitari, anche se sottoposta alle operazioni di pre-elaborazione radiometrica e geometrica, può non presentarsi nelle condizioni ottimali per l'interpretazione visiva. Più precisamente, anche se i caratteri generali della scena ripresa sono visibili e percepibili in un contesto generale, la loro analisi ed interpretazione accurata non risulta agevole agli occhi dell'operatore.

E' importante premettere che le tecniche di cosmesi dell'immagine non sono procedure di elaborazione dei dati digitali codificate e standardizzate poiché ogni set di dati telerilevati possiede delle proprie caratteristiche di qualità che variano in relazione a numerosi fattori e che a seconda dei casi possono degradare o migliorare la visibilità dei particolari. I parametri interessati da queste tecniche di miglioramento dell'immagine sono il contrasto, la tessitura, la forma ed il colore (Gomarasca, 1997).

Per quel che riguarda il miglioramento del contrasto, si deve considerare che molto spesso i valori originali dei *pixel* sono compresi in un intervallo limitato della scala di luminosità (ovvero la risoluzione radiometrica) utilizzata per quantizzare il segnale (ad esempio 0-255). Inoltre, determinati caratteri territoriali ed ambientali presenti sulla superficie terrestre, pur avendo differente natura, spesso possiedono un comportamento spettrale simile, e la loro differenziazione è legata a sottili differenze nella risposta sulle varie bande di osservazione. A questo si aggiunge la capacità dell'occhio umano di distinguere solo qualche decina di questi livelli di luminosità purché vicini e nettamente separati (Brivio *et al.*, 1993; Crum S., 1995). Da ciò risulta che le immagini si presentano con un basso contrasto, facilmente individuabile con l'osservazione del loro istogramma (numero di *pixel* che assumono un determinato valore da 0 a 255) o dei parametri statistici relativi alla distribuzione dei valori. In questi casi è necessario provvedere ad una redistribuzione dei valori registrati dal sensore, sull'intero range di luminosità disponibile, cioè i 256 livelli possibili. Tale redistribuzione dei *DN* è comunemente definita "Contrast Stretching" che letteralmente definisce una stiratura del range di valori di luminosità nominali contenuti nei dati grezzi.

4.4.4 Tecniche di classificazione

Le immagini digitali corrette e migliorate possono essere sottoposte sia ad interpretazione visiva delle informazioni, sia ad ulteriori elaborazioni basate su un'analisi multispettrale per l'estrazione di informazioni con le quali produrre carte tematiche.

L'analisi multispettrale delle immagini satellitari consente di caratterizzare un determinato elemento del territorio rispetto ad un altro, analizzandolo nei vari intervalli di lunghezza d'onda. Per separare spettralmente due oggetti sul terreno bastano in teoria due sole bande, ma la disponibilità di più bande permette di discriminarli con maggior affidabilità. E' da tenere presente che l'elemento territoriale da rilevare può avere un comportamento spettrale diverso in funzione del momento in cui è osservato, aspetto determinante soprattutto nello studio della vegetazione, la quale ha uno specifico ciclo fenologico nel corso delle stagioni che corrisponde a variazioni della sua risposta spettrale.

Tra le tecniche più usate per la discriminazione spettrale degli elementi che costituiscono una scena vi è la classificazione delle immagini, metodologia che consente di identificare regioni simili sotto diversi aspetti (colore, forma, tessitura) ed assegnarle a categorie rappresentative delle classi tematiche riscontrabili nella realtà. Una parte cospicua di queste tecniche è basata sullo sviluppo di appositi algoritmi di tipo statistico per il riconoscimento di classi spettrali ovvero per l'attribuzione di ogni *pixel* ad una categoria corrispondente ad una superficie al suolo con caratteristiche spettrali omogenee.

La classificazione multispettrale delle immagini può essere di due tipi, scelti in base al livello di conoscenza a priori che si ha della scena indagata:

- *Unsupervised Classification* (classificazione non guidata) si basa sulla capacità di un applicativo software di analizzare le caratteristiche spettrali dei *pixel* delle varie bande e raggrupparli in sottoinsiemi. L'immagine viene quindi riclassificata in un certo numero di classi spettrali solo in base ai valori di radianza dei *pixel*. Questo tipo di classificazione prescinde dalla conoscenza della realtà al suolo ed è una tecnica utilizzata quando l'area indagata non è sufficientemente nota o è scarsamente accessibile, oppure come fase esplorativa e propedeutica per altri metodi di classificazione; la corrispondenza tra classi tematiche e classi spettrali può essere stabilita solo mediante sopralluoghi in campo o altre carte tematiche esistenti (Mather, 1987).

- *Supervised Classification* (classificazione guidata) consiste nello stabilire a priori una certa corrispondenza tra classi spettrali e classi tematiche individuando (in campo o mediante fotointerpretazione) delle aree campione, definite aree di *training*, rappresentative di ogni classe tematica che si intende cartografare. L'operazione di classificazione è quindi composta da una fase di training in cui si stabilisce, anche sulla base di verifiche *in situ*, quali classi utilizzare, si riportano sull'immagine le aree che più le rappresentano, e si calcolano i relativi parametri statistici in base ai valori dei *pixel* in esse contenuti; segue la fase di classificazione vera e propria in cui, scelto l'algoritmo che si preferisce utilizzare e definiti alcuni parametri

di input, il software classifica tutta l'immagine confrontando il valore di ogni *pixel* con i parametri statistici di riferimento delle categorie individuate. Dopo avere assegnato ogni *pixel* ad una classe, viene effettuata una restituzione cartografica in cui si attribuiscono dei colori o dei valori convenzionali alle varie categorie.

Il processo di classificazione con supervisione richiede la conoscenza delle caratteristiche spettrali di tutte le classi presenti nell'area in esame; ciò comporta non solo l'acquisizione di dati a terra numericamente significativi per le varie classi di uso/copertura del suolo, ma anche la discriminazione delle varie situazioni spettrali in cui si può trovare una stessa classe dovute, ad esempio, a diversi stadi fenologici, a situazioni in ombra rispetto a condizioni in pieno sole, alla pendenza, ma anche a differenze nel substrato. È necessario quindi considerare e campionare tutta la variabilità intrinseca delle diverse categorie.

La classificazione di una combinazione di bande provenienti da date, stagioni o anni differenti è nota come classificazione multitemporale.

4.4.4.1 Misura della separabilità spettrale

La capacità di un classificatore di discriminare differenti categorie di copertura del suolo è tanto più elevata quanto maggiori sono le differenze in termini spettrali tra le classi e quanto più omogenee sono le classi stesse. Pertanto nella fase di individuazione e definizione delle classi tematiche che è possibile discriminare mediante procedure di classificazione, è molto importante effettuare una misura della separabilità spettrale dei valori medi di riflettanza acquisiti per ogni area di *training* al fine di evidenziare casi di scarsa separabilità, sia tra classi diverse sia tra classi omonime (stessa categoria di copertura del suolo) che non sono così differenti da giustificare la loro presenza come classi autonome, ed incrementare l'accuratezza del risultato finale. A questo scopo sono state sviluppate diverse funzioni statistiche, come ad esempio la funzione *Transformed Divergence* (Swain *et al.*, 1978; Jensen, 1996) che permette di valutare la distanza spettrale tra coppie di classi:

$$TD_{ij} = 2000 (1 - \exp(-D_{ij}/8))$$

in cui

i e *j* sono le due firme spettrali (o classi) da confrontare

D_{ij} è la funzione divergenza (Swain *et al.*, 1978) definita come:

$$D_{ij} = 1/2 \operatorname{tr}((C_i - C_j)(C_i^{-1} - C_j^{-1})) + 1/2 \operatorname{tr}((C_i^{-1} - C_j^{-1})(\mu_i - \mu_j)(\mu_i - \mu_j)^T)$$

con

C_i matrice di covarianza della firma spettrale o classe *i*

μ_i vettore medio della firma *i*

tr funzione traccia della matrice

T funzione trasposizione.

La funzione *Transformed Divergence* assegna un peso che decresce esponenzialmente all'aumentare della distanza tra classi. La scala varia tra 0 e 2000 e come regola generale se il risultato supera la soglia di 1900 le classi sono ben separate, tra 1700 e 1900 la separazione è buona, al disotto di 1700 la separazione è scarsa (Jensen, 1996).

Quest'analisi è utilizzata anche per selezionare la combinazione di bande in cui la separabilità media tra coppie di classi è massima (Jensen, 1996) ed è utilizzata in associazione al classificatore a massima verosimiglianza (Schowengerdt, 1997).

4.4.4.2 L'algoritmo di classificazione a massima verosimiglianza (*Maximum Likelihood*)

Tra i vari tipi di classificazione spettrale *supervised* il *Maximum Likelihood* (ML) è uno dei metodi statistici più utilizzati, in quanto ampiamente disponibile nella maggior parte dei software di elaborazione di immagini e di relativa semplicità di applicazione. Questo algoritmo si basa sull'ipotesi che ogni classe spettrale possa essere descritta da una distribuzione di probabilità normale o Gaussiana per ogni banda, ossia da una distribuzione normale multivariata con tante variabili quante sono le bande utilizzate. Tale ipotesi è ragionevole poiché la maggior parte dei *pixel* di riferimento di una classe ha valori molto simili e si distribuisce intorno alla media di questi valori. Questa distribuzione descrive la probabilità di trovare un *pixel* appartenente ad una certa classe in una certa regione dello spazio delle bande. Dal campione di riferimento individuato per ogni classe si calcolano la media, la varianza e la covarianza e le funzioni di probabilità che derivano dall'andamento della quantità di *pixel* presenti in una data classe all'allontanarsi del punto medio della classe stessa. In sostanza si definiscono delle curve concentriche di equiprobabilità che si allontanano dal punto medio della classe (Trianni, 2006).

Durante il processo di classificazione il software confronta i valori di ogni *pixel* con le statistiche estratte dai campioni di riferimento delle varie classi: il *pixel* viene assegnato alla classe la cui probabilità di appartenenza è massima ovvero è minore la distanza statistica basata sui valori di media e sulla matrice di covarianza calcolata secondo la seguente formula (ERDAS, 1999):

$$D = \ln(a_c) - [0.5 \ln(|Cov_c|)] - [0.5 (X-M_c)^T (Cov_c^{-1}) (X-M_c)]$$

in cui

D distanza del *pixel* da classificare dalla classe *c* (*c*=1....*n* classi)

X vettore dei valori nelle varie bande del *pixel* analizzato

M_c vettore medio del campione di riferimento della classe c

a_c probabilità che il *pixel* appartenga alla classe c (posta pari a 1.0, se non è nota *a priori*)

Cov_c matrice di covarianza calcolata dai *pixel* del campione di riferimento della classe c

$|Cov_c|$ determinante della matrice Cov_c

Cov_c^{-1} inverso della matrice Cov_c

$\ln$ funzione logaritmo naturale

T funzione trasposta.

Questo tipo di classificatore è molto utilizzato perché risulta molto robusto rispetto agli spostamenti dall'ipotesi di normalità della distribuzione dei valori dei *pixel* nelle classi ed è in grado di minimizzare la probabilità di errore purché tale distribuzione sia unimodale. È inoltre molto accurato poiché tiene in considerazione la variabilità delle classi per mezzo della matrice di covarianza.

Allo stesso tempo si tratta di un classificatore di tipo *hard* ovvero che ammette l'appartenenza di un *pixel* ad una sola classe entro criteri probabilistici ben determinati; la sua applicazione può essere difficile quindi in situazioni in cui le categorie al suolo, in particolare la vegetazione naturale, presentino aree di transizione molto estese (ecotoni) con comunità diverse che degradano l'una nell'altra in funzione di gradienti ecologici complessi (Townsend & Walsh, 2001).

4.4.4.3 Accuratezza delle classificazioni

Per valutare il risultato di una classificazione o l'efficacia di un algoritmo di classificazione rispetto ad un altro, è importante valutare l'accuratezza delle informazioni contenute nella mappa finale in termini di *pixel* correttamente assegnati alla corrispondente classe al suolo.

Un metodo comunemente usato per la stima dell'accuratezza è basato sul confronto tra dati di riferimento a terra (*test*), individuati indipendentemente da quelli utilizzati per classificare (*training*), e i dati classificati; tale metodo si avvale della "matrice di confusione" (Congalton *et al.*, 1983; Story *et al.*, 1986; Congalton, 1988), cioè una matrice quadrata di numeri in cui le righe e le colonne rappresentano il numero di classi in cui sono stati suddivisi gli oggetti autonomamente dal classificatore e dalla osservazione diretta. In pratica gli elementi della matrice sono costituiti dal numero di *pixel* che una procedura (classificazione o osservazione diretta) assegna ad una determinata classe: sulla diagonale principale si troveranno i *pixel* assegnati contemporaneamente alla stessa classe da entrambe le procedure che risultano quindi corretti, mentre tutti quelli al di fuori sono considerati errori. Il calcolo della matrice di confusione non viene effettuato per tutta l'immagine ma solo su un numero limitato di *pixel*,

altrimenti questo richiederebbe paradossalmente la conoscenza della verità a terra di tutta l'area cartografata.

Dalla matrice di confusione, di cui nella tabella 4.3 è riportato un esempio, è quindi possibile ricavare l'*accuratezza totale* (*Overall Accuracy*), parametro che indica il numero di *pixel* correttamente classificati (cioè la somma delle celle diagonali nella matrice di confusione) diviso per il numero totale di *pixel* analizzati:

$$O.A. = 1/N \sum_{i=1}^r X_{ii}$$

in cui X_{ii} è il numero di *pixel* nella riga i e colonna i (diagonale), parametro che viene generalmente espresso in percentuale (con r = numero di righe e colonne della matrice quadrata).

Altri parametri che è possibile ottenere attraverso la matrice di confusione sono relativi alle singole classi: gli *errori di commissione* si hanno quando sono inclusi nella stessa categoria *pixel* di classi diverse; gli *errori di omissione* quando un *pixel* appartenente ad una classe non vi è stato inserito.

Parametri complementari agli errori sono: l'*accuratezza dell'utente* (*User's Accuracy*) ovvero il rapporto tra il numero di *pixel* correttamente classificati nella classe considerata ed il numero di *pixel* assegnati in totale a quella classe, che indica la probabilità che ad un elemento dell'immagine assegnato a una data classe corrisponda effettivamente quella classe al suolo; l'*accuratezza del produttore* (*Producer's Accuracy*) ovvero il rapporto tra il numero di *pixel* correttamente classificati nella classe considerata ed il numero di *pixel* di riferimento totali in quella classe, la quale dà una misura di quanto dell'insieme di test pertinente ad una determinata classe è stato effettivamente assegnato a quella classe.

Un'altra misura largamente usata è il coefficiente di concordanza *Khat* di Cohen o *coefficiente Kappa* (Congalton *et al.* 1983; Congalton, 1991), che fornisce un parametro che tiene conto di quella parte corretta di classificazione dovuta al caso ovvero confronta l'errore generato dalla classificazione ottenuta con quello di una classificazione eseguita in modo completamente casuale. Il coefficiente K è un valore compreso tra 0 ed 1, più è alto maggiore è la concordanza tra dati reali e dati classificati.

La formula per il calcolo del coefficiente K è la seguente:

$$K_{hat} = \{N \sum_{i=1}^r X_{ii} - \sum_{i=1}^r (X_{icol} * X_{iriga})\} / \{N^2 - \sum_{i=1}^r (X_{icol} * X_{iriga})\}$$

dove N è il numero di *pixel* contenuto in tutte le classi della verità a terra, X_{ii} rappresenta i *pixel* sulla diagonale nella matrice di confusione, X_{icol} e X_{iriga} rappresentano i totali di riga e

colonna per ogni classe (con r = numero di righe e colonne della matrice quadrata).

Tabella 4.3 – Esempio di matrice di confusione e calcolo delle accuratezze, degli errori e del coefficiente K.

Classificato	Riferimento (realtà a terra)					
	Classe	C1	C2	C3	Tot riga	User's accuracy % Errore di commissione %
	C1	23	4	2	29	79% =23/29 21% =(4+2)/29
	C2	2	8	1	11	72% =8/11 28% =(2+1)/11
	C3	4	0	29	33	88% =29/33 12% =(4+0)/33
	Tot colonna	29	12	32	73	Overall Accuracy = 82,2 % = (23+8+29)/ 73= 60/73*100 Statistica K= 0,71 = {(73*60)- [(29*29)+(11*12)+(33*32)]}/ {(73*73)- [(29*29)+(11*12)+(33*32)]}
	Producer's Accuracy %	79% =23/29	66% =8/12	91% =29/32		
	Errore di omissione %	21% =(2+4)/29	34% =(4+0)/12	9% =(2+1)/32		

4.4.5 Indici spettrali di Vegetazione

Gli Indici spettrali di Vegetazione (VI) sono combinazioni algebriche dei valori di riflettanza acquisiti dai sensori satellitari o aviotrasportati a diversi intervalli di lunghezze d'onda (bande spettrali). La maggior parte di essi sfrutta il peculiare comportamento spettrale della vegetazione (cfr. §4.2.2.3) la quale è caratterizzata da un picco di assorbimento della radiazione elettromagnetica alle lunghezze d'onda del rosso (0.68 μm), dovuto all'attività dei pigmenti clorofilliani, in contrapposizione ad una forte riflettività nelle lunghezze d'onda dell'infrarosso vicino (0.7-1 μm) causata invece dalle strutture che costituiscono il mesofillo, il tessuto fondamentale della foglia (Gates *et al.*, 1965; Asner, 1998).

Le combinazioni algebriche delle bande nell'infrarosso vicino e nel rosso sono direttamente proporzionali alla quantità di biomassa vegetale, questo ha portato a definire numerosi indici basati su rapporti di singole bande o combinazioni lineari di riflettanze.

Il vantaggio di usare gli indici piuttosto che le semplici bande spettrali risiede nel fatto che essi minimizzano gli effetti del suolo e del *background* in genere, forniscono un certo grado di standardizzazione per il confronto ed enfatizzano il segnale legato alla vegetazione (Curran, 1981; Goward, 1989; Malingreau, 1989). Gli Indici di Vegetazione non sono comunque quantità fisiche intrinseche, bensì sono utilizzati per correlare i dati telerilevati a parametri biofisici della vegetazione come l'indice di area fogliare (LAI), la percentuale di copertura vegetale, la quantità di biomassa fotosinteticamente attiva, lo stato di salute, il contenuto di pigmenti fogliari, ecc. (Clevers *et al.*, 1996; Rondeaux, 1995; Cook *et al.*, 1989; Tucker *et al.*, 1985) con lo scopo, ad esempio, di sfruttare le relazioni trovate per stimare tali parametri in

maniera estensiva, predire le rese di una coltura, caratterizzare l'andamento fenologico delle diverse specie vegetali e monitorarne le variazioni stagionali.

Si distinguono comunemente tre categorie di indici:

- indici intrinseci che considerano solo la riflettanza;
- indici legati alla linea dei suoli che riducono l'effetto del terreno;
- indici corretti per gli effetti atmosferici.

In tabella 4.4 sono riepilogati gli indici più noti che rientrano in questi tre gruppi.

Il più noto e maggiormente utilizzato degli indici è il *Normalised Difference Vegetation Index* (NDVI), ovvero l'indice della differenza normalizzata (Rouse *et al.*, 1974) appartenente al primo gruppo di indici e calcolato come:

$$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$$

in cui NIR è la riflettanza nella banda dell'infrarosso vicino e R la riflettanza nella banda del rosso. I valori dell'indice variano da -1 a +1. L'acqua, le nubi, la roccia nuda e la vegetazione senescente hanno valori bassi o negativi, mentre aree con vegetazione rigogliosa e fotosinteticamente attiva hanno valori più alti (fino a +0,8). L'NDVI fornisce una buona stima della biomassa fotosinteticamente attiva e produce anche una certa compensazione degli effetti di diversa illuminazione dovuti alla topografia e alle variazioni stagionali. Questo indice è stato ampiamente utilizzato per lo studio ed il monitoraggio della vegetazione da satellite (Myneni *et al.*, 1997a; Yang *et al.*, 1998; Kawabata *et al.*, 2001; Maselli, 2004; Gao, 1996 tra gli altri).

Altro indice frequentemente usato è ad esempio il *Transformed Soil Adjusted Vegetation Index* o TSAVI (Baret e Guyot, 1991) che dipende dai parametri della retta del suolo (sperimentalmente si osserva che i valori di riflettanza relativi a punti di suolo nudo assumono un comportamento quasi lineare nelle bande del visibile e del vicino infrarosso, da cui la "retta del suolo", considerata la linea di vegetazione assente, dalla quale si ricavano i parametri per il calcolo di questa famiglia di indici).

Tra gli indici che rientrano nel terzo gruppo il più noto è il *Global Environment Monitoring Index* o GEMI (Pinty e Verstraete, 1992).

Il GEMI è un indice capace di minimizzare gli effetti sia dell'atmosfera sia del suolo. La sua formula deriva, infatti, dal concetto della "linea del suolo", ma a differenza del TSAVI, non è necessario calcolare i coefficienti *a* e *b* della retta.

Sebbene utilizzati con diverso successo in svariati studi, l'applicabilità e l'affidabilità degli indici varia significativamente con il tipo di vegetazione considerata, le condizioni

atmosferiche e il tipo di strumento utilizzato per la loro acquisizione.

Tabella 4.4 – Alcuni indici spettrali più comunemente usati in applicazioni di telerilevamento multispettrale

ACRONIMO	INDICE VEGETAZIONE	AUTORE/I	FORMULA	NOTE ¹
VI o DVI	<i>Difference Vegetation Index</i>	Lillesand e Kiefer, 1987;	NIR-R	NIR: riflettanza nella banda dell'infrarosso; R: riflettanza nella banda del rosso
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	Rouse e al., 1974	$(\text{NIR}-\text{R})/(\text{NIR}+\text{R})$	
RVI o SR	<i>Ratio Vegetation Index o Simple Ratio</i>	Jordan, 1969	NIR/R	
GNDVI	<i>Green Normalized Difference Vegetation Index</i>	Gitelson et al., 1996	$(\text{NIR}-\text{G})/(\text{NIR}+\text{G})$	G: banda nel verde
IPVI	<i>Infrared Percentage Vegetation Index</i>	Crippen, 1990	$\text{NIR}/(\text{NIR}+\text{R})$	
RDVI	<i>Renormalized Difference Vegetation Index</i>	Roujean et al., 1995	$\sqrt{(\text{NDVI} \times \text{DVI})}$	
PVI	<i>Perpendicular Vegetation Index</i>	Richardson e Wiegand, 1977	$\sin(\alpha) \text{ NIR} - \cos(\alpha) \text{ R}$	α : angolo tra la linea del suolo e l'asse del NIR
WDVI	<i>Weighted Difference Vegetation Index</i>	Clevers, 1988	$\text{NIR}-a*\text{R}$	a : pendenza della linea del suolo ($\text{NIR}_{\text{soil}}=a*\text{R}_{\text{soil}}+b$)
SAVI	<i>Soil Adjusted Vegetation Index</i>	Huete, 1988	$(\text{NIR}-\text{R})/(\text{NIR}+\text{R}+\text{L})*(1+\text{L})$	L fattore di correzione che varia da 0 (vegetazione ad alta densità di copertura) ad 1 (vegetazione scarsa)
TSAVI	<i>Transformed Soil Adjusted Vegetation Index</i>	Baret e al., 1991	$a*(\text{NIR}-a*\text{R}-b)/[a*\text{NIR}+\text{R}-ab+X*(1+a^2)]$	a, b : pendenza e intercetta della linea del suolo; X fattore di correzione per minimizzare l'effetto del suolo (solitamente 0.08)
MSAVI	<i>Modified Soil Adjusted Vegetation Index</i>	Qi et al., 1994	$[(\text{NIR}-\text{R})/(\text{NIR}+\text{R}+\text{L})]*(1+\text{L})$	$\text{L}=1-2a*\text{NDVI}* \text{WDVI}$
MSAVI2	<i>Modified Second Soil Adjusted Vegetation Index</i>	Qi et al., 1994	$\frac{1}{2}[2*\text{NIR}+1-\sqrt{(2*\text{NIR}+1)^2-8*(\text{NIR}-\text{R})}]$	
OSAVI	<i>Optimized SAVI</i>	Rondeaux e al., 1996	$(\text{NIR}-\text{R})/(\text{NIR}+\text{R}+0.16)$	
TWVI	<i>Two axis adjusted Vegetation Index</i>	Li X., 1994	$(1+\text{L})*(\text{NIR}-\text{R}-\Delta)/(\text{NIR}+\text{R}+\text{L})$	$\Delta=\sqrt{2 * \exp(-K*\text{LAI})*\text{D}}$ $\text{D}=(\text{NIR}_{\text{soil}}-a*\text{R}_{\text{soil}}-b)/(1+a^2)^{1/2}$
GEMI	<i>Global Environmental Monitoring Index</i>	Pinty Vestraete, 1991	$\eta*(1-\eta/4)-[(\text{R}-0.125)/(\text{R}-\text{R})]$	$\eta= [2*(\text{NIR}^2-\text{R}^2)+1.5*\text{NIR}+0.5*\text{R}]/(\text{NIR}+\text{R}+0.5)$
ARVI	<i>Atmospherically Resistant Vegetation Index</i>	Kaufman e Tanré, 1992	$(\text{NIR}-\text{B})/(\text{NIR}+\text{RB})$	$\text{RB} = \text{R}-\gamma*(\text{B}-\text{R})$ combinazione delle riflettanze nella banda del blu e del rosso in cui γ dipende dal tipo di aerosols
SARVI	<i>Soil Adjusted and Atmospherically Resistant Vegetation Index</i>	Kaufman e Tanré, 1992	$[(\text{NIR}-\text{RB})/(\text{NIR}+\text{RB}+\text{L})]*(1+\text{L})$	$\text{RB} = \text{R}-\gamma*(\text{B}-\text{R})$

¹gli indici sono suddivisi nei tre gruppi descritti nel testo

5. ANALISI DELLA VEGETAZIONE: STATO E CAMBIAMENTI

Nell'ambito di questo lavoro sono state condotte delle campagne di rilevamento al suolo con lo scopo di inquadrare gli aspetti floristici e fitosociologici della vegetazione delle aree oggetto di studio. Le informazioni raccolte hanno costituito le conoscenze di partenza per l'elaborazione di immagini satellitari finalizzata alla produzione di mappe di distribuzione della vegetazione reale attuale, l'inquadramento della vegetazione è stato anche di supporto per l'interpretazione mediante foto aeree dei cambiamenti avvenuti nell'area costiera dagli anni 50' ad oggi.

Le campagne a terra sono state pianificate ed eseguite con il supporto di informazioni bibliografiche e cartografiche disponibili, come ortofoto aeree e cartografia IGM, e sono state condotte in diversi periodi dell'anno, in particolare i rilievi sono stati concentrati nei mesi di maggio, giugno e luglio. Oltre all'inquadramento ed alla descrizione della vegetazione mediante rilievi floristici e fitosociologici, lo scopo dell'attività di campo è stato l'identificazione di aree omogenee da utilizzare come dati di riferimento a terra per supportare il processo di classificazione delle immagini satellitari e per la successiva validazione dei prodotti ottenuti.

Le immagini utilizzate per produrre mappe dettagliate della vegetazione sono state acquisite dal satellite ad alta risoluzione spaziale Ikonos. Le riprese, effettuate nell'agosto 2004 e nel giugno 2005 per entrambe le aree di studio, corrispondono al periodo primaverile-estivo in cui la maggior parte delle specie vegetali è in fase di massimo sviluppo vegetativo.

Con l'obiettivo di descrivere con la migliore accuratezza possibile la variabilità spaziale di comunità vegetali complesse ed eterogenee (Bosco Pantano) o presenti in territori morfologicamente vari (Monte Coppolo), sono state effettuate diverse elaborazioni basate sull'uso delle singole immagini o sulla loro combinazione multi-temporale.

L'impiego di una classificazione multitemporale solitamente è finalizzato alla discriminazione delle specie caducifoglie dalle specie sempreverdi utilizzando, in genere, immagini riprese in autunno o in inverno ed immagini primaverili o estive in modo da poter discriminare le specie in base al diverso comportamento stagionale. Difatti una classificazione multitemporale sfrutta la variabilità del contenuto spettrale legato alla fenologia delle classi di vegetazione.

L'uso di immagini riprese in stagioni differenti, inoltre, è impiegato per ovviare alla difficoltà

di discriminare tipologie forestali molto eterogenee (Grignetti *et al.*, 1997; Townsend & Walsh, 2001), fornendo significativi miglioramenti nell'accuratezza della classificazione delle coperture vegetali (Bolstad *et al.*, 1992; Boyer *et al.*, 1998; Miller *et al.*, 1991; Wolter *et al.*, 1995). In questo lavoro sono state stimate e confrontate le accuratezze delle mappe ottenute utilizzando sia le immagini multispettrali a 4 bande del giugno 2005 sia la combinazione multi-temporale delle immagini acquisite a distanza di un anno ma in mesi differenti (22 giugno 2005 e 3 agosto 2004). In questo modo è stato possibile valutare se in queste aree di studio si potessero sfruttare le differenze fenologiche che si hanno da un mese all'altro durante la stagione vegetativa e che diversificano in termini di risposta spettrale le tipologie vegetali per ottenere una classificazione più accurata.

Per un'analisi qualitativa dei cambiamenti avvenuti sono state utilizzate alcune riprese aeree del 1954 e del 1998 con lo scopo di valutare l'evoluzione subita dalla foresta planiziale igrofila, un tempo molto estesa in tutta l'area, interpretarne i cambiamenti anche in funzione delle informazioni storiche e dei dati attuali sulla vegetazione e descrivere la distribuzione delle diverse tipologie strutturali identificabili mediante tecniche di fotointerpretazione.

L'analisi e l'interpretazione di fotogrammi aerei disponibili per epoche differenti possono costituire un valido supporto per lo studio delle dinamiche evolutive del territorio integrando gli studi condotti tramite immagini telerilevate disponibili solo per epoche relativamente recenti.

5.1 Indagini di campo

Le campagne di rilevamento per le indagini floristiche e vegetazionali sono state pianificate in corrispondenza dei periodi di maggiore attività vegetativa, vale a dire in primavera inoltrata ed inizio estate (tab.5.1).

Sono state realizzate due campagne tra aprile e luglio 2004 finalizzate ad approfondire lo studio della copertura vegetale e ad individuare i siti di campionamento per le misure del LAI descritte al cap.6. Una campagna successiva per implementare la descrizione della vegetazione è stata svolta a maggio 2005 ed è stata finalizzata alla verifica di una carta di vegetazione preliminare e all'individuazione di aree di *training* per la classificazione delle immagini satellitari con classi di maggior dettaglio.

Durante i rilievi si è proceduto alla compilazione di schede descrittive dei siti, riportando i dati di copertura delle varie tipologie vegetali, l'analisi fisionomica-strutturale e l'elenco delle specie vegetali presenti con la relativa copertura corredate di riprese fotografiche.

Ad ogni sito individuato è stato assegnato un codice identificativo e ne sono state acquisite e

Tabella 5.1- Riepilogo campagne di rilevamento dati e immagini acquisite.

<i>Periodo</i>	<i>Descrizione attività</i>	<i>Passaggio satellitare Ikonos</i>
26-30 aprile 2004	Individuazione siti di campionamento	no
21 giugno–16 luglio 2004	Descrizione copertura vegetale dei siti e misure parametri biofisici.	3 agosto 2004
2-6 maggio 2005	Descrizione tipologie di vegetazione e individuazione aree di <i>training</i> e <i>test</i>	22 giugno 2005
16 maggio-31 maggio 2005	Misure parametri biofisici	

registrate le coordinate geografiche, la quota media, la pendenza e l'esposizione del versante oltre ad alcuni parametri necessari per pianificare correttamente le successive campagne di misura del LAI (altezza media dello strato arboreo ed arbustivo, presenza di radure, distanza dei *plot* dalle radure, ecc.). Per l'acquisizione e la registrazione delle coordinate geografiche in campo si è fatto uso di strumentazione portatile di posizionamento geografico (GPS *Trimble Pro-XRS*). Correggendo in seguito le coordinate mediante rilievi differenziali (DGPS) acquisiti presso stazioni fisse di riferimento, è stato possibile georiferire i dati nel sistema di coordinate in uso con una incertezza adeguata agli scopi del lavoro ($\pm 2\text{m}$).

Il set finale di dati di riferimento a terra per la classificazione e la validazione delle mappe è quindi costituito da una serie di poligoni omogenei, georiferiti e vettorializzati per l'estrazione delle firme spettrali di riferimento, e da una serie di siti (di dimensioni pari a matrici di 3×3 *pixel* Ikonos, utilizzati anche per i rilievi di LAI, v cap.6), con centro di coordinate note ed utilizzati come *pixel* di riferimento nella fase di validazione delle mappe prodotte (§ 5.2.2).

In aggiunta, ulteriori aree di *training* e di validazione sono state identificate ove possibile mediante fotointerpretazione sia per le classi di vegetazione non sufficientemente rappresentate dai dati di campo, sia per le classi con vegetazione assente (sabbia, suolo nudo, mare, rocce, ecc.) non rilevate durante le indagini in campo.

In figura 5.1 relativa all'area di studio di Bosco Pantano sono riportati i transetti lineari per i rilievi sulla vegetazione, i punti di campionamento del LAI e alcune aree di *training* che sono stati inseriti in un GIS⁴ per creare il set di dati menzionato.

5.2 Elaborazione delle carte della vegetazione da immagini Ikonos

5.2.1 Pre-processing delle immagini satellitari

Prima di essere sottoposte a classificazione o ad elaborazione per l'estrazione di indici spettrali (vd. cap.6), le immagini telerilevate sono state sottoposte ad una fase di *pre-processing* per correggere le distorsioni geometriche, renderle perfettamente co-registrate

⁴ GIS: Geographic Information System

(sovrapponibili) tra loro e ad altre immagini o strati informativi di vario genere e per ridurre l'interferenza dell'atmosfera.

5.2.1.1 La correzione geometrica

I dati satellitari del sensore Ikonos come già detto (§4.3.3) comprendono un'immagine pancromatica ad 1m di risoluzione ed un'immagine multispettrale a 4 bande acquisite sincronicamente con risoluzione spaziale di 4m (tab. 5.2).

Le immagini sono state sottoposte a correzione geometrica seguendo un approccio gerarchico: si è proceduto prima alla correzione delle immagini a più alta risoluzione poi utilizzate a loro volta come riferimento per la correzione di quelle a risoluzione minore. Il software utilizzato è il modulo *OrthoBASE Pro 8.5.1* dell'*Earth Resource Data Analysis System (ERDAS) Image 8.5*.

Sono state quindi preliminarmente ortocorrette le immagini pancromatiche utilizzando Ground Control Points (GCPs) planimetrici derivati sia da rilievi GPS effettuati durante le



Figura 5.1 – Bosco Pantano Sottano: localizzazione dei transetti e delle aree per i rilievi sulla vegetazione e dei rilievi per il campionamento del LAI, alcuni poligoni visualizzati sono stati individuati mediante fotointerpretazione, l'immagine su cui sono riportati è la Ikonos del 22/06/05 (RGB 3:2:1).

Tabella 5.2 – Immagini Ikonos acquisite

Sensore	Passaggio satellitare	Bande	Risoluzione spaziale (m)	Scena ripresa
<i>Ikonos</i>	02/08/2004	Multispettrali	4	Monte Coppolo : 1 <i>frame</i>
		Pancromatiche	1	Bosco Pantano: 2 <i>frame</i>
	22/06/2005	Multispettrali	4	Monte Coppolo: 1 <i>frame</i>
		Pancromatiche	1	Bosco Pantano: 1 <i>frame</i>

campagne di misura, sia estratti dalle ortofoto a colori, in scala 1:10.000, del volo Italia 2000⁵. La quota dei punti, è stata ricavata da un modello digitale del terreno (DTM) con passo di 4m. Le due immagini pancromatiche ortocorrette del 2004 (relative alle due aree di studio) sono quindi divenute il riferimento per l'ortocorrezione delle restanti immagini Ikonos.

È stato individuato un certo numero di *check point* (CHK) per valutare la bontà (RMSE) del processo di ortorettifica. L'accuratezza nella georeferenziazione è risultata pari a 2,8 *pixel* per le 2 immagini pancromatiche del 2004, mentre le multispettrali del 2004 e le immagini del 2005 sono state co-registrate con un'accuratezza inferiore al *pixel*. Le immagini sono state quindi ricampionate mediante l'algoritmo *Nearest-Neighbour*.

Si può dire quindi che, data la risoluzione geometrica delle immagini, l'incertezza con cui si può identificare un punto al suolo è inferiore a ± 7 m.

La proiezione cartografica adottata è la UTM con i parametri seguenti: *Sferoide* International 1909, *Datum* European 1950, *Zona* 33 Nord.

5.2.1.2 Le correzioni radiometriche

Le correzioni radiometriche hanno riguardato sia la trasformazione da *Digital Number* (DN) a radianza, utilizzando i coefficienti *gain* e *offset* forniti insieme alle immagini dal distributore stesso, sia la correzione per gli effetti di rumore dovuti all'interazione con l'atmosfera terrestre. Quest'ultima è stata effettuata mediante l'uso del codice di trasferimento radiativo 6S-*Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum* (Vermote *et al.*, 1997). In mancanza dei dati necessari per una caratterizzazione dell'atmosfera al momento del passaggio satellitare, si è proceduto alla stima dello spessore atmosferico, per iterazione, a partire da misure di riflettanza a terra eseguite su opportuni *target* mediante spettroradiometro portatile ASD *Fieldspec Pro*.

5.2.2 Classificazione supervised delle immagini satellitari

Il processo di elaborazione delle immagini satellitari per la produzione di carte della vegetazione reale delle aree di studio è stato un processo di tipo iterativo in cui attraverso passi successivi si è proceduto ad identificare ed eventualmente aggregare o separare le diverse categorie di vegetazione e copertura del suolo presenti nelle aree di studio con l'obiettivo di amplificare la discriminabilità spettrale tra le tipologie vegetali di maggior interesse per questo lavoro ed ottenere così il miglior compromesso tra dettaglio della legenda ed accuratezza della classificazione. A tal fine sono state valutate le classificazioni derivate da

⁵ Terraitaly-it2000™ - ©Compagnia Generale Riprese aeree CGRSpA – Parma

diverse combinazioni di immagini multispettrali e multitemporali per poter valutare il contributo di ogni banda e della diversa informazione fenologica corrispondente alle riprese del 22 giugno (2005) e del 2 agosto (2004).

Il metodo di classificazione utilizzato è di tipo *supervised*. Come già detto (§4.5.5), questa procedura prevede l'intervento dell'operatore nella definizione delle categorie da classificare. Durante una classificazione *supervised* occorre "istruire" il software attraverso l'individuazione di aree di *training* che costituiscono il riferimento a terra per ciascuna tipologia di vegetazione o classe di uso/copertura del suolo. È necessario, di fatto, conoscere il tipo di risposta spettrale che contraddistingue le diverse tipologie vegetali affinché il classificatore possa riconoscerle e di conseguenza etichettarle correttamente in tutta l'area di studio. Le aree deputate a questo scopo devono rispettare determinati criteri (Schowengerdt R., 1997; Congalton, 1991), ovvero devono essere:

- ❑ omogenee in modo che la vegetazione, il suolo o la coltura presenti in esse siano rappresentativi di una sola categoria;
- ❑ grandi abbastanza da non essere localizzate in maniera ambigua all'interno dell'immagine;
- ❑ sufficientemente numerose da poter fornire una serie statistica significativa e comprensiva della variabilità intrinseca della risposta spettrale di ogni categoria.

Per ciascuna tipologia vegetale definita sono state quindi individuate numerose aree di *training* attraverso specifiche campagne di rilevamento al suolo.

Il numero e l'ampiezza delle aree di *training* delle varie tipologie di vegetazione è stato stabilito tenendo in considerazione la rappresentatività della formazione vegetale all'interno dell'area di studio, la sua ubicazione, la risoluzione dell'immagine satellitare e la sua accuratezza geometrica, l'estensione del territorio da classificare e infine l'accessibilità delle aree (ad esempio la vicinanza a strade e sentieri).

Le coordinate geografiche delle aree di *training* sono state acquisite mediante GPS ottenendo una serie di poligoni che sono stati successivamente sovrapposti alle immagini da classificare. Sulla base delle indagini in campo che hanno fornito una conoscenza complessiva delle aree di studio, nonché attraverso un'analisi fotointerpretativa delle ortofoto disponibili, sono state acquisite ulteriori aree campione digitalizzate direttamente a video.

Dalle aree di riferimento sono state estratte le firme spettrali medie per classe tematica ed è stata effettuata un'analisi preliminare della separabilità spettrale per ogni possibile coppia di classi mediante la funzione *Transformed Divergence* (§ 4.4.4.1).

Successivamente le immagini sono state classificate mediante l'algoritmo di massima verosimiglianza ed applicando un filtro statistico (con matrice di 3x3 *pixel*) sui *pixel* classificati al fine di rendere più omogenee le classi eliminando il cosiddetto effetto "sale e pepe".

L'accuratezza delle mappe è stata valutata quantitativamente mediante il calcolo della matrice di confusione basato sul confronto tra i dati di riferimento a terra (*test*), individuati indipendentemente da quelli utilizzati per classificare (*training*), e i dati classificati. Sono stati così definiti gli errori di omissione ed inclusione per ogni classe, la *User's Accuracy* e la *Producer's Accuracy*, nonché l'accuratezza totale. Infine per ogni mappa prodotta è stata effettuata un'analisi del coefficiente di concordanza K di Cohen (cfr. §4.4.4.3).

Poiché l'area di Bosco Pantano è risultata estremamente interessante sotto l'aspetto floristico e vegetazionale in quanto ricca di specie e di formazioni di pregio naturalistico si è proceduto alla classificazione con un dettaglio maggiore di un'area di dimensioni ridotte ma costituita da mosaici di vegetazione. L'accuratezza con cui sono state classificate queste formazioni è però valutabile solo in termini qualitativi e non quantitativi, in quanto i dati di *training* e di *test* non sono numericamente sufficienti ad applicare i test statistici.

5.3 Analisi storica dei cambiamenti mediante foto aeree

Per effettuare un'analisi dell'evoluzione nel tempo del territorio che comprende l'area del Bosco Pantano sono stati utilizzati dei fotogrammi aerei ripresi nel 1954 (volo GAI⁶) e disponibili presso l'archivio IGM e le ortofoto digitali del 1998 (volo AIMA) come dato aggiornato per il confronto. Delle foto aeree del 1954 sono disponibili i positivi in pancromatico in formato cartaceo mentre le ortofoto sono state fornite in formato digitale geotiff. La scala media dei fotogrammi è di circa 1:30000. Poiché lo scopo di questa indagine è quello di valutare i cambiamenti macroscopici che hanno interessato la vegetazione naturale nell'area in oggetto mediante il confronto tra le due date, si è proceduto alla scansione dei fotogrammi del 1954 tramite scanner piano a 300 dpi di risoluzione, ottenendo così una risoluzione spaziale di 3m al suolo. A causa della mancanza di riferimenti interni per l'orientamento interno e assoluto, i 3 fotogrammi ricadenti nell'area di studio sono stati co-registrati tramite individuazione di *Ground Control Points* (GCP) planimetrici sulle ortofoto già mosaicate e georiferite nel sistema di coordinate geografiche UTM 33 Nord (sferoide *International 1909*, datum *European 1950*) utilizzato in questo lavoro. L'accuratezza ottenuta

⁶ Volo GAI- Gruppo Aereo Italiano: volo eseguito tra il 1954 ed il 1955 su tutto il territorio nazionale

nella co-registrazione in termini di errore quadratico medio (RMSE) è risultata pari ad 1 *pixel*. Poiché si tratta di un'area a morfologia prevalentemente piana, non è stata applicata nessuna correzione topografica. I fotogrammi georiferiti sono stati quindi mosaicati. L'immagine finale ottenuta ha una risoluzione al suolo di 3m, più che adeguati per l'individuazione dei cambiamenti a macroscale avvenuti nell'area considerata sebbene una delle principali problematiche del lavoro è stata la corretta fotointerpretazione degli usi/coperture del suolo sulle foto aeree del 1954. Si è deciso pertanto di utilizzare una classificazione di tipo fisionomico-strutturale derivabile dalla fotointerpretazione non essendo disponibile come riferimento nessun rilievo in campo relativo alle date di acquisizione delle foto aeree. Il software utilizzato è l'*Earth Resource Data Analysis System* (ERDAS) *Image 8.5* per la georeferenziazione, mentre per l'individuazione e l'analisi dei cambiamenti avvenuti tra le due date per l'analisi multitemporale è stato utilizzato *ArcView 3.3* della ESRI.

5.4 La vegetazione del Bosco Pantano

5.4.1 Inquadramento e distribuzione della vegetazione reale attuale

L'area protetta del Bosco Pantano di Policoro è costituita da un vasto mosaico di tipi di vegetazione differenti, risultato del succedersi di condizioni ecologiche molto diverse che si avvicinano dando luogo ad una situazione ambientale complessa e affascinante.

Di seguito si riassumono le tipologie più rilevanti ai fini di questo studio.

5.4.1.1 La vegetazione delle dune

Le prime comunità che si incontrano risalendo dal mare verso l'interno sono delle comunità di specie pioniere adattate a situazioni ecologiche estreme: forte insolazione estiva che porta le temperature del suolo a valori estremamente elevati, salinità diffusa, scarsa disponibilità di acqua, se non salinizzata, forti venti, terreno incoerente.

In queste condizioni difficili vive un complesso di specie che va sotto il nome generico di psammofite.

Esso comprende tipologie vegetazionali diverse che si organizzano disponendosi in fasce parallele alla costa e che svolgono funzioni specifiche nella stabilizzazione delle dune.

Si tratta di un complesso catenale costituito da: *Salsolo-Cakiletum aegyptiacae* Costa et Manzonet 1981, *Sporobolo arenarii-Agropyretum juncei* Br.Bl. 1933 in Géhu et al.1984, *Echinophoro spinosae-Ammophiletum arenariae* Géhu, Riv. Mart., R. Tx. 1972 in.

La fascia a psammofite risulta abbastanza povera in termini floristici ma comprende specie con adattamenti morfologici e fisiologici molto spiccati quali: *Sporobolus pungens*, *Cakile*

maritima, *Agropyron junceum*, *Echinophora spinosa*, *Euphorbia paralias*, *Euphorbia peplis*, *Eryngium maritimum*, *Medicago marina*, *Ammophila littoralis*, *Juncus acutus*, *Otanthus maritimus*, *Pancratium maritimum*.

Nel complesso di queste specie *Ammophila littoralis* e *Agropyron junceum* rivestono un ruolo particolarmente significativo per la loro capacità di trattenimento delle sabbie in relazione alla struttura nonché all'ampiezza del loro apparato radicale. La loro posizione rispettivamente sulla sommità della duna e sulla parete in pendenza in direzione del mare determinano una fisionomia degli apparati dunali ben riconoscibile.

Tra la prima duna e la macchia interna, una zona umida e discontinua caratterizza il litorale.

Tipica di questi tratti è la vegetazione elofitica a *Phragmites australis*, spesso formante *patches* ampie e pressoché monospecifiche ai margini di pozze o nell'interduna in diffuse aree umide. Nelle aree salmastre soggette a frequenti inondazioni, sono presenti cenosi costituite da alofile perenni in prevalenza succulente ed ascrivibili prevalentemente alla classe *Arthrocnemetea* Br. Bl. & R. Tx. 1943 e *Thero-salicornietea* Pign. 1953 e R.Tx. 1954 in R.Tx et Oberd. 1958.

In alcuni punti (in particolare nei pressi della foce del Sinni) si riscontra una certa diffusione di salicornia (*Salicornia europaea*), accompagnata da un piccolo corteggio di specie alofile. Tutte queste specie mostrano generalmente una copertura rada, in alcuni casi formano piccoli raggruppamenti più densi su superfici limitate a pochi metri quadri.

Nelle aree attigue, umide ma meno salse, su terreni argilloso-sabbiosi, prevalgono gli aspetti vegetazionali a *Juncus acutus*.

5.4.1.2 La macchia mediterranea

Nelle aree più interne, protette dalla prima duna, inizia in modo graduale e mosaicato il passaggio a forme di vegetazione più complessa, arbustiva, tipica dei suoli più stabilizzati e più ricchi di sostanza organica.

La macchia, presente diffusamente su gran parte dell'area protetta del bosco di Policoro, si presenta con forme fisionomiche diverse appartenenti all'alleanza *Juniperion lyciae* Rivas-Martinez 1975:

- Ginepreti di seconda duna: formazioni caratterizzate dalla presenza rilevante di *Juniperus macrocarpa*;
- Macchia bassa con formazioni legnose basse (meno di un metro) derivanti dalla degradazione di boschi e macchie causata dal fuoco ed erosione. Vegetazione discontinua caratterizzata dalla presenza di molteplici aree prative con vegetazione

terofitica. Specie rappresentative sono: *Pistacia lentiscus*, *Cistus monspeliensis*, *Phyllirea angustifolia*, *Rosmarinus officinalis*, *Mirtus communis*;

- aggruppamento a *Rosmarinus officinalis* nelle zone retrodunali in continuità con i ginepreti;
- aggruppamento a *Satureja sp.* è rilevabile nelle aree immediatamente retrostanti la prima duna e in alcune aree a contatto con le aree coltivate in prossimità del margine interno dell'area protetta.
- aggruppamento a *Ephedra distachya* è rilevabile prevalentemente nelle aree di interduna;
- *Macchia alta* insediata stabilmente in maniera continua e costituita da specie legnose arbustive a volte associate ad arboree, più o meno uniformi sotto l'aspetto fisionomico e tassonomico. Posizionata al bordo di boschi, rappresenta la fascia a mantello, funzionale alla espansione delle aree boscate. Le specie più rappresentative sono: *Phyllirea angustifolia*, *Pistacia lentiscus*, *Spartium junceum*.

5.4.1.3 I boschi

Bosco igrofilo

Il bosco igrofilo di Policoro rappresenta uno degli ultimi lembi di foresta planiziale con caratteristiche centro-europee dell'Italia Meridionale. Si estende complessivamente su una superficie di circa 550 ha, in due aree situate sulla sinistra idrografica del fiume Sinni: Bosco del Pantano Soprano e Bosco del Pantano Sottano.

Esso, in base al contesto extrazonale dovuto alle particolari condizioni stazionali, appartiene, secondo Pedrotti (Pedrotti, 1980), all'associazione *Carici-Fraxinetum angustifoliae* che si ritrova lungo i corsi d'acqua e lungo le coste in posizione retrodunale o interdunale. Il Bosco Pantano ne rappresenta la propaggine meridionale più significativa, anche se attualmente sta perdendo le sue caratteristiche di accentuata igrofilia a causa dell'abbassamento della falda freatica con conseguente modificazione della composizione floristica (Fascetti, 1996; Colacino *et al.*, 1992).

L'associazione è stata dapprima inquadrata nell'alleanza *Alno-Ulmion* Br.BI et Tx 1943 e successivamente collegata da Dierschke (1975, in Pedrotti, 1980) al *Populion albae*.

Il *Carici-Fraxinetum angustifoliae* è una associazione caratterizzata nello strato arboreo da *Fraxinus angustifolia* e *Carex remota*, accompagnato a Pantano Sottano da *Alnus glutinosa*, *Populus alba*, *Ficus carica* e da diverse componenti xero-mediterranee come *Smilax aspera*, *Ruscus aculeatus*, *Rubia peregrina*.

Nel bosco si individuano delle facies più o meno umide con tratti distintivi caratteristici: le stazioni più fresche sono caratterizzate dalla presenza del frassino ossifillo misto all'ontano nero, al pioppo e più raramente alla farnia, mentre le zone più aride e degradate assumono la fisionomia di boscaglia bassa dove le altre specie arboree coesistono con un ricco strato arbustivo.

Ampie chiarie, risultato di incendi o crollo di grandi esemplari sono caratterizzate da estesi roveti che formano barriere impenetrabili; le zone di margine sono invece caratterizzate da ricostituzioni a macchia nelle situazioni più aride e termofile, o facies con olmo, acero campestre e roseti, in quelle più fresche ed umide.

Nell'area residua del Pantano Soprano, dove il livello medio del terreno è più elevato, si riscontra un diverso rapporto di mescolanza tra le specie; la componente igrofila si impoverisce ed è rappresentata principalmente dai pioppi, dal frassino e sporadicamente dal salice bianco e dall'ontano nero.

In questa zona si rileva una maggior diffusione di cerro e farnia a cui si aggiungono l'alloro (presente con individui a portamento arboreo), l'olmo, l'acero campestre e l'acero minore, l'orniello, la carpinella e l'albero di Giuda.

Bosco ripario

E' rappresentato da una formazione lineare ripariale assoggettata alle piene del corso d'acqua a rapido dinamismo. Essa è costituita da legnose ed erbacee igrofile, principalmente da *Salix alba*, *Populus nigra* e *Phragmites australis* ed è attribuibile al *Salicetum albae* Issler 1926.

Il livello di degrado legato soprattutto alla fruizione della riva destra si manifesta con discontinuità nel tessuto boschivo, con la presenza di specie alloctone quali *Robinia pseudoacacia* e specie di macchia che colonizzano i tratti di suolo più disturbati.

Boschetti a Tamarix

Si tratta di piccole estensioni di boschetti a *Tamarix africana* attribuibile alla classe *Nerio-Tamaricetea* Br.-Bl. et O. de Bolós 1958, presenti sulla riva sinistra della foce del fiume Sinni e in tratti discontinui lungo la costa. Questi boschetti sono fortemente disturbati dal movimento del tratto terminale del fiume che tende ad erodere le rive e di conseguenza a danneggiare e depauperare tratti importanti del tamariceto.

5.4.1.4 Praterie

Si tratta di formazioni erbacee annuali (terofite) o perenni (emicriptofite) di tipo secondario con reinvasione di specie legnose arboreo-arbustive, disturbate da pascolo di animali sia domestici che selvatici, attribuibili alle classi *Tuberarietea guttatae* Br.-Bl. 1952 em Rivas-

Mart. 1977e *Thero-brachypodietea* Br.-Bl. Ex A.& O. Bolòs 1950. Sono presenti un po' in tutta l'area in particolare tra la macchia, nelle aree di margine e sui bordi stradali, dove si arricchiscono in specie ruderali, in funzione della quantità di nutrienti spesso legata alla gestione dei canali che, durante la pulizia determina il posizionamento di materiali del fondo del canale sulle fasce perimetrali.

5.4.1.5 Mosaici retrodunali

Nella fascia interdunale, in una vasta zona centrale all'area protetta, si distingue un mosaico di vegetazione costituito prevalentemente da popolamenti a *Erianthus ravennae* e *Schoenus nigricans* ascrivibili all'associazione *Schoeno-Erianthetum* (Pignatti, 1953).

Questa associazione, si manifesta nel fondo della depressione tra i due cordoni dunali, dove si innesca un processo di erosione interna che tende ad approfondire sempre più la depressione, ad arricchire il terreno in limo e ad avvicinare la falda freatica. Tale processo, sommato al processo che ha dato origine ai suoli alluvionali di queste aree, determina il costituirsi di suoli con profili festonati di sabbie, limi e argille, di spessori molto variabili.

Le condizioni ecologiche risultano dunque assai mutevoli e di conseguenza il mosaico di vegetazione che ne deriva è estremamente diversificato.

La predisposizione all'igrofilia delle due specie è leggermente diversa: *Erianthus ravennae* è più igrofilo di *Schoenus nigricans* che infatti tende a posizionarsi nelle aree più rilevate a contatto con le praterie aride e la macchia.

Si distinguono dunque delle facies a *Schoenus nigricans* e delle facies a *Erianthus ravennae* che si succedono o si alternano in funzione della variabilità delle condizioni ecologiche.

Nella evoluzione di questa associazione, tipicamente dulciacquicola, si procede verso lo *Schoeno-Plantaginetum crassifoliae* Br.-Bl. (1931) 1952, di cui abbiamo osservato alcune specie in piccoli aggruppamenti in poche aree, quando aumenta la salinità e verso lo *Schoeno-Molinietum* quando le acque dolci persistono per tempi lunghi.

5.4.1.6 Vegetazione dei canali

Lungo i canali con acqua perenne dominano le elofite quali *Phragmites australis*, *Carex elata*, *Iris pseudacorus*, *Sparganium erectum* ascrivibili alla classe *Phragmito – Magnocaricetea* Klika in Klika & Novak 1941.

Dove l'acqua è più profonda e lenta crescono anche tipologie di vegetazione ascrivibili alle classi *Lemnetea* Tüxen ex O. Bolòs & Masclans 1955 e *Potametea* Tx. & Preis 1942 (Tomei, 2001; Tomei *et al.*, 2001).

5.4.1.7 Le pozze

Le pozze, depressioni del terreno perennemente inondate, presenti in tutta l'area boschiva e di dimensioni variabili sono un importante rifugio per specie igrofile di rilevante importanza conservazionistica.

Nelle depressioni con acqua stagnante per tutto l'anno o per gran parte di esso, si insediano gruppi monospecifici di Frassino ossifillo, accompagnati, spesso, da esemplari di Salice bianco e da un corteggio di specie costituite prevalentemente da una flora erbacea caratteristica a *Carex pendula* e *Iris pseudacorus*, con tipiche e vistose fioriture primaverili.

Dove il livello medio del terreno è più elevato, si riscontra una minore componente igrofila rappresentata principalmente da pioppi, frassino e sporadicamente salice bianco e ontano nero.

5.4.1.8 I giuncheti

Nelle aree interne e in prossimità del fiume, umide e salse, si rinvencono popolamenti sparsi a *Juncus maritimus*, *Juncus acutus*, *Phragmites australis* con qualche esemplare di *Tamarix sp.*

5.4.2 Mappa della vegetazione di Bosco Pantano da Ikonos

La vegetazione di Bosco Pantano presenta un'elevata diversità di formazioni vegetali (cfr 5.4.1) per cui, se da un lato risulta estremamente interessante soprattutto per gli aspetti ecologici descriverne la distribuzione, dall'altro a causa della eterogeneità degli ambienti, della presenza di mosaici di vegetazione costituiti da tessere di limitate estensioni nonché dalla non sincronicità di comportamenti fenologici, tale diversità richiederebbe uno sforzo di campionamento per la raccolta dei dati, tale da non rendere più vantaggioso l'uso del telerilevamento e, tra l'altro, senza garantire un risultato soddisfacente. Quindi nell'impossibilità di raccogliere dati di riferimento a terra statisticamente significativi e correttamente individuabili sulle immagini per tutte le tipologie di limitate estensioni ed al fine di poter descrivere accuratamente la vegetazione attraverso la classificazione delle immagini Ikonos, gli sforzi di campionamento sono stati rivolti maggiormente alle tipologie di interesse per lo studio del LAI e per l'analisi multitemporale (capp.6 e 7) raccogliendo un numero maggiore di campioni per il *training* ed il *test* della classificazione del bosco igrofilo e della macchia rispetto alle altre classi, mentre le altre tipologie di vegetazione sono state raggruppate in base alle caratteristiche fisionomico-strutturali ed ecologiche.

In seguito a tentativi preliminari di classificare le diverse formazioni vegetali accorpandole o suddividendole con criteri gerarchici e per le problematiche evidenziate, si è giunti all'individuazione delle seguenti classi per la produzione finale della mappa tematica:

1. **psammofite**, classe che comprende la vegetazione che cresce nella prima parte della fascia dunale e descritta al §5.4.1.1;
2. **alofite**, classe che comprende la vegetazione dei mosaici retrodunali (§5.4.1.5) e le formazioni a *Juncus acutus* descritte al §5.4.1.1;
3. **praterie**, comprendenti le formazioni descritte al § 5.4.1.4;
4. **idrofiti ed elofiti**, sono costituite prevalentemente da formazioni monospecifiche di *Phragmites australis* presenti sia nelle aree umide salmastre retrodunali (§5.4.1.8) sia nei canali ove si aggiungono le specie descritte al §5.4.1.6;
5. **macchia alta**, descritta al §5.4.1.2;
6. **macchia aperta**, macchia bassa e dell'area retrodunale, comprende tutti gli aggruppamenti e la macchia bassa descritti al §5.4.1.2;
7. **vegetazione ripariale**, caratterizzata dalle specie descritte per il bosco ripariale (§5.4.1.3);
8. **bosco igrofilo** (§5.4.1.3);
9. **rovetti** a *Rubus ulmifolius* diffusamente presenti nel bosco igrofilo (§5.4.1.3).

Le altre categorie presenti nella scena incluse per la classificazione sono:

10. **mare**;
11. **sabbia**;
12. **canali e pozze**;
13. **fiume**;
14. **suolo nudo**.

5.4.2.1 Analisi e separabilità delle firme spettrali

Per ognuna delle categorie sopra elencate sono state estratte ed analizzate le firme spettrali (fig.5.2) delle diverse tipologie di vegetazione dalle immagini di agosto 2004 e giugno 2005 ed è stata valutata la separabilità spettrale tra le diverse coppie di classi per entrambi gli anni.

Inizialmente è stata effettuata un'analisi qualitativa delle firme spettrali visualizzandone l'andamento in un grafico. Ad esempio nelle figure 5.2 a) e b) sono riportate le firme spettrali delle categorie tematiche relative alla vegetazione estratte sia per l'immagine del giugno 2005 che per quella dell'agosto 2004. Da questi grafici risulta una certa sovrapposizione tra le firme delle categorie di vegetazione in entrambi gli anni. Nell'immagine del 2004 per alcune classi si evidenzia un basso assorbimento nella banda del rosso: per le classi "psammofite" e "praterie", in particolare, tale comportamento potrebbe essere dovuto alla fenologia di alcune specie che in agosto hanno già esaurito il loro ciclo vegetativo e presentano una forte

componente secca. Inoltre queste classi sono caratterizzate da basse densità di copertura, la loro firma spettrale risente quindi della presenza di suolo nudo. Quest'ultimo effetto spiega anche la mancanza del caratteristico scalino (*red edge*) tra la banda del rosso e la banda dell'infrarosso in entrambi gli anni, in effetti ciò che si rileva è un andamento molto simile alla firma spettrale del suolo ma con valori traslati (fig.5.3).

Un'analisi più significativa per valutare la separabilità spettrale delle classi tematiche scelte è stata effettuata mediante il metodo *Transformed Divergence* (Swain, 1978; Jensen, 1996) per confrontare ogni coppia possibile di classi. Quest'analisi è utilizzata anche per selezionare la combinazione di bande in cui la separazione tra coppie di classi è massima, in questo caso sono state utilizzate tutte le bande disponibili avendo precedentemente verificato che si tratta della combinazione migliore per ogni singola immagine e che non vi sono bande ridondanti.

In tabella 5.3 è riportata una matrice con i valori di separabilità calcolati per le firme spettrali delle classi estratte dall'immagine del 2005. In questa matrice il valore più basso è pari a 1162 ed indica una scarsa separabilità tra la vegetazione ripariale e le idrofite.

In effetti, queste due classi contengono entrambe un'elevata percentuale della specie elofitica *Phragmites australis*, ed in particolare nella classe "idrofite ed elofite" questa specie è predominante mentre nel bosco ripariale presenta copertura e composizione variabili. Anche la macchia alta ha discrete probabilità di essere confusa sia con la vegetazione ripariale (1292) che con le alofite (1424) e le idrofite/elofite (1328), e a loro volta le idrofite e le alofite potrebbero essere confuse tra loro (1639). Le classi "vegetazione ripariale", "alofite" ed "idrofite ed elofite" sono tutte caratterizzate da vegetazione con predilizione per l'elevata umidità del substrato e quindi presentano risposte spettrali simili dovute sicuramente ad un fattore ecologico comune che verosimilmente accomuna la riflettanza del *background* delle tre categorie. Le rimanenti classi mostrano invece una buona separabilità spettrale.

In figura 5.4 sono riportate le differenze nella risposta spettrale delle diverse classi tematiche da un anno all'altro rilevate nelle bande di acquisizione del rosso (banda 3) e dell'infrarosso (banda 4).

In generale le differenze tra i due anni per le diverse classi sono minime in ambedue le bande. Le differenze di risposte spettrali tra le classi risultate meno separabili, ottenute nelle singole acquisizioni (fig. 5.5), sono nella maggior parte dei casi comparabili con le differenze nella risposta tra i due anni. La coppia alofite-idrofite presenta invece una differenza di riflettanza nella banda 4 del 2004 tale da far presupporre che questa acquisizione possa dare un contributo utile nella discriminazione delle due classi.

In realtà un'analisi della *Transformed Divergence* realizzata anche per questa data di acquisizione (tab. 5.4) mostra valori di separabilità bassi per un numero maggiore di classi rispetto all'acquisizione del 2005. Infatti, oltre alle stesse categorie che sono risultate scarsamente separabili nel 2005, nel 2004 anche il bosco igrofilo ha una maggiore probabilità di essere confuso con la macchia (1506) e con le idrofite (1651).

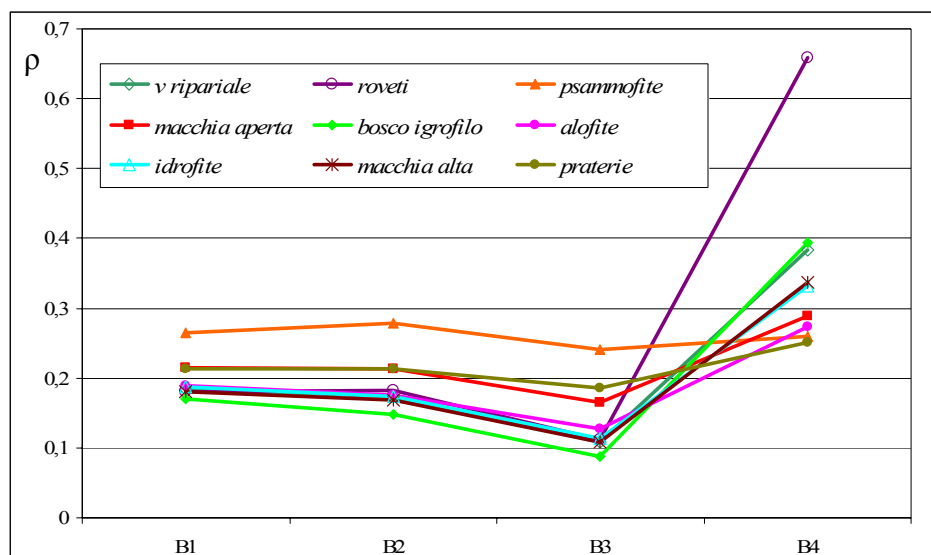
In quest'immagine, per di più, la separabilità tra la vegetazione ripariale e le idrofite risulta ancora più scarsa (839) ed altrettanto avviene per il valore di separabilità tra la macchia alta e le idrofite (1192) e tra la macchia alta e le alofite (1531).

Nel 2004, quindi, solo la discriminabilità tra alofite ed idrofite risulta aumentata in accordo con l'elevata differenza di risposta spettrale rilevata nella banda 4 ma la scarsa separabilità ottenuta invece per un numero maggiore di classi fa supporre che da sola non sia sufficiente ad ottenere una classificazione accurata.

La possibilità che l'immagine dell'agosto 2004 apporti comunque un contributo dovuto al diverso contenuto fenologico delle specie è stata tenuta in considerazione effettuando anche una classificazione multitemporale. La fusione di queste due immagini, co-registrate con un'accuratezza pari a 0,1 *pixel*, ha messo però in evidenza delle modificazioni avvenute da un anno all'altro nelle foci dei canali e nella presenza di pozze effimere risultando quindi in una variazione della copertura al suolo e prefigurando verosimilmente un generale abbassamento dell'accuratezza totale nella classificazione multitemporale.

Sebbene l'analisi preliminare delle firme spettrali mostri come alcune classi (in entrambi gli anni) siano molto simili spettralmente, non si è ritenuto opportuno accorpare le classi meno discriminabili in un unico tema di livello inferiore a causa della diversificazione che invece queste mostrano sotto l'aspetto fisionomico-strutturale, in definitiva si è accettata l'eventualità di una minore accuratezza nel risultato finale a favore di un maggior dettaglio cioè un maggior numero di classi tematiche.

a) giugno 2005



b) agosto 2004

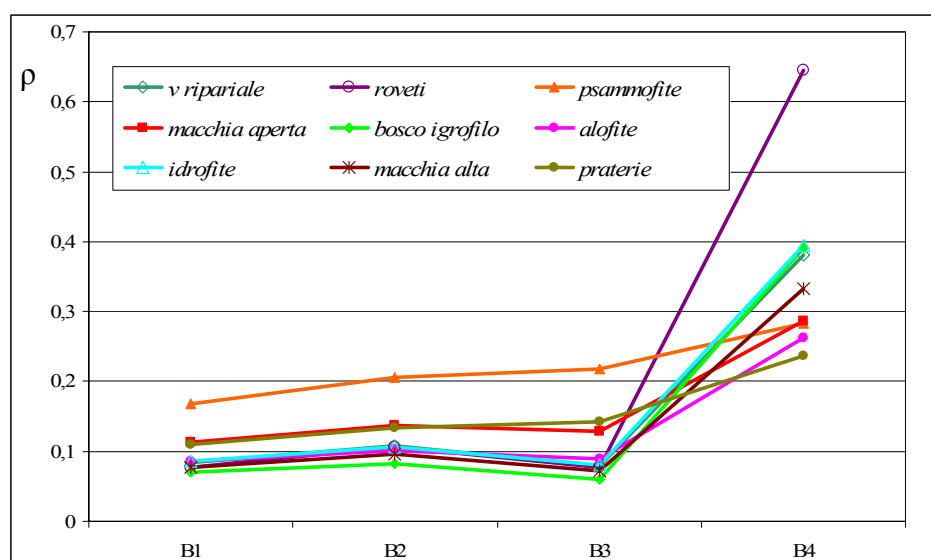


Figura 5.2 - Firme spettrali estratte in corrispondenza delle aree di training dall'immagine del giugno 2005 (in ascissa le 4 bande Ikonos, in ordinata i valori di riflettanza ρ).

Figura 5.3 – Firme spettrali delle classi “psammofite” e “praterie” confrontate con la firma spettrale “suolo nudo” per l'immagine del 2004 (in ascissa le 4 bande Ikonos, in ordinata i valori di riflettanza ρ).

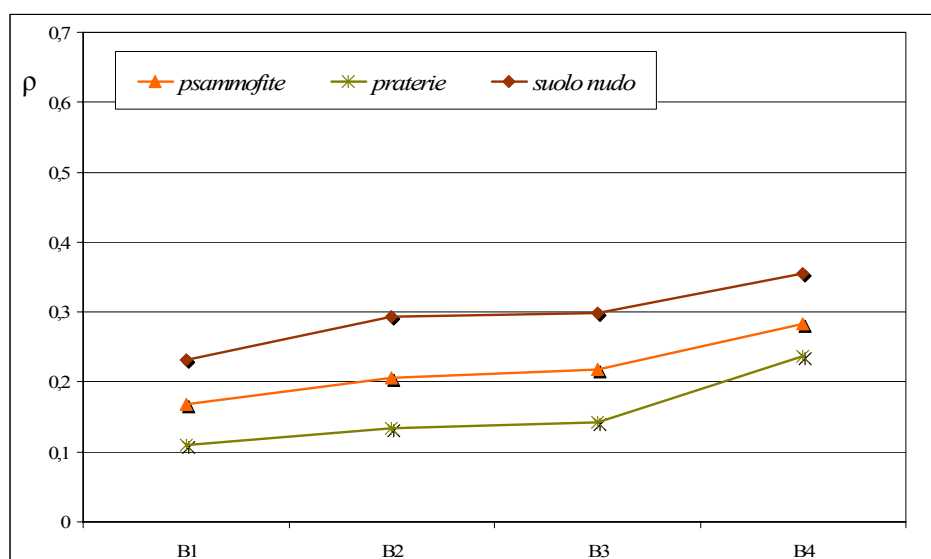


Tabella 5.3 – Matrice di separabilità calcolata mediante il metodo *Transformed Divergence* per le firme spettrali delle classi tematiche estratte dall'immagine del 2005 (TD: 2000 massima separabilità tra classi; 1900-2000 buona separabilità; 1700-1900 media separabilità; <1700 scarsa separabilità).

<i>Classe tematica</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1 v ripariale	0	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	1706	1989	1162	1292	2000
2 fiume	2000	0	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
3 mare	2000	2000	0	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
4 roveti	2000	2000	2000	0	2000	2000	2000	2000	2000	1876	2000	2000	2000	2000
5 sabbia	2000	2000	2000	2000	0	1865	2000	1994	2000	2000	2000	2000	2000	2000
6 psammofite	2000	2000	2000	2000	1865	0	2000	1845	2000	2000	2000	2000	2000	1999
7 macchia aperta	2000	2000	2000	2000	2000	2000	0	1996	2000	2000	1986	1965	1869	1771
8 suolo nudo	2000	2000	2000	2000	1994	1845	1996	0	2000	2000	2000	2000	2000	1999
9 canali e pozze	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	0	2000	2000	2000	2000	2000
10 bosco igrofilo	1706	2000	2000	1876	2000	2000	2000	2000	2000	0	1998	1901	1785	2000
11 alofite	1989	2000	2000	2000	2000	2000	1986	2000	2000	1998	0	1639	1424	1821
12 idrofite	1162	2000	2000	2000	2000	2000	1965	2000	2000	1901	1639	0	1328	2000
13 macchia alta	1292	2000	2000	2000	2000	2000	1869	2000	2000	1785	1424	1328	0	1995
14 praterie	2000	2000	2000	2000	2000	1999	1771	1999	2000	2000	1821	2000	1995	0

Tabella 5.4 – Matrice di separabilità calcolata mediante il metodo *Transformed Divergence* per le firme spettrali delle classi tematiche estratte dall'immagine del 2004 (TD: 2000 massima separabilità tra classi; 1900-2000 buona separabilità; 1700-1900 media separabilità; <1700 scarsa separabilità).

<i>Classe tematica</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1 sabbia	0	1995	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
2 psammofite	1995	0	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
3 suolo nudo	2000	2000	0	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
4 canali e pozze	2000	2000	2000	0	1998	2000	2000	2000	2000	1989	2000	1969	1995	2000
5 v ripariale	2000	2000	2000	1998	0	2000	2000	2000	2000	1780	1983	839	1045	2000
6 fiume	2000	2000	2000	2000	2000	0	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
7 mare	2000	2000	2000	2000	2000	2000	0	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
8 roveti	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	0	2000	1874	2000	1999	2000	2000
9 macchia aperta	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	0	2000	1981	1988	1943	1775
10 bosco igrofilo	2000	2000	2000	1989	1780	2000	2000	1874	2000	0	1986	1651	1506	2000
11 alofite	2000	2000	2000	2000	1983	2000	2000	2000	1981	1986	0	1902	1531	1846
12 idrofite	2000	2000	2000	1969	839	2000	2000	1999	1988	1651	1902	0	1192	2000
13 macchia alta	2000	2000	2000	1995	1045	2000	2000	2000	1943	1506	1531	1192	0	2000
14 praterie	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	1775	2000	1846	2000	2000	0

N.B. : le classi nelle due tabelle non sono riportate nello stesso ordine.

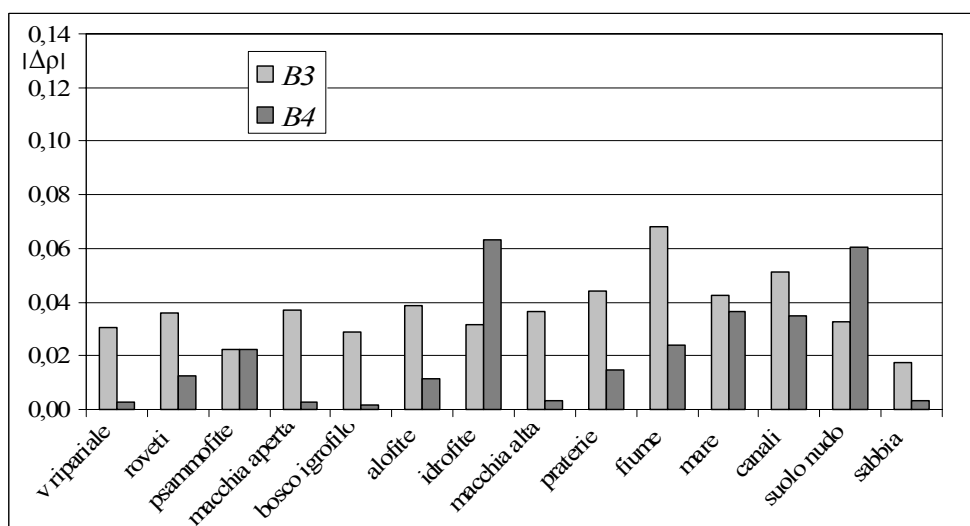


Figura 5.4 – Differenze di risposta spettrale (in valore assoluto) tra il 2005 ed il 2004 nella banda del rosso (B3) e dell'infrarosso (B4) per ogni classe tematica.

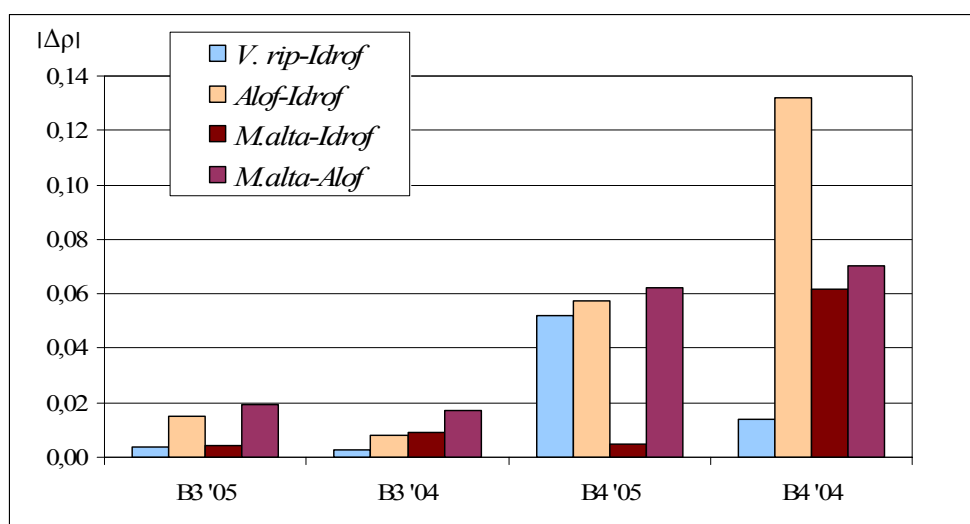


Figura 5.5 – Differenze assolute di risposta spettrale tra alcune classi tematiche nelle bande del rosso (B3) e dell'infrarosso (B4) per entrambi gli anni.

5.4.2.2 Accuratezza della classificazione

Diverse mappe sono state prodotte a partire dai dati disponibili, in questo paragrafo sono riportati i risultati relativi alla valutazione dell'accuratezza dei prodotti ottenuti, derivati dall'immagine del giugno 2005 e dalla combinazione di quest'immagine con l'immagine dell'agosto 2004. Per entrambe le mappe prodotte è stata effettuata anche un'analisi del coefficiente K.

L'accuratezza totale nella classificazione multitemporale è risultata pari all'80,3% con un coefficiente K=77,9% mentre nella classificazione della sola immagine del 22 giugno 2005 l'accuratezza totale ed il coefficiente K sono risultati decisamente maggiori: O.A.=89,8%, K=88,5%. La matrice di confusione relativa alla classificazione dell'immagine del 2005 è

riportata in tabella 5.6.

In tabella 5.5 sono riepilogati i dati utilizzati come *training* e come *test* per la classificazione e la valutazione dell'accuratezza.

La mappa finale per l'area di studio di Bosco Pantano è quindi derivata dall'immagine del 2005 ed è riportata in fig.5.6 alla scala di visualizzazione 1:35000.

In totale la superficie classificata è pari a 761,3 ettari comprendenti anche 193 ettari di mare antistante la riserva di Bosco Pantano. Le classi “bosco igrofilo” e “macchia alta” rispettivamente occupano circa 168 e 92 ettari e sono state classificate con un'accuratezza del 98% e dell' 86% (*Producer's Accuracy*). Un utente di questa mappa (*User's Accuracy*) avrà l'88% di probabilità di verificare che il bosco igrofilo sulla carta corrisponda al bosco igrofilo nella realtà e l'81% di probabilità di corrispondenza per la macchia alta. Al contrario avrà una probabilità non molto elevata di riscontrare che la macchia aperta e la vegetazione ripariale corrispondano effettivamente nella realtà (66 e 60% rispettivamente).

5.4.2.3 Classificazione dell'area dei mosaici retrodunali

Applicando lo stesso algoritmo di classificazione ad una area limitata caratterizzata da un gran varietà di formazioni vegetali è stato possibile ottenere una classificazione con un dettaglio molto elevato e quindi con un numero maggiore di classi tematiche rispetto alla classificazione generale. Il numero di aree di *training* per ogni categoria è ridotto in quanto si tratta di formazioni vegetali costituite da *patch* di piccole dimensioni e con una distribuzione limitata. Le stesse aree di *training* usate in questa classificazione sono infatti state accorpate secondo criteri fisionomico-strutturali ed ecologici per andare a costituire il dataset di riferimento ben più consistente utilizzato nella classificazione dell'intera area di studio descritta nei paragrafi precedenti.

Il prodotto derivato per l'area a mosaico (fig. 5.6) è quindi estremamente interessante in quanto consente di analizzare la distribuzione di diverse cenosi sensibili a piccole variazioni di fattori ecologici (umidità e salinità del suolo), va tenuto presente che però l'accuratezza di tale prodotto non è valutabile in termini quantitativi cioè mediante la stima dell'accuratezza e del coefficiente K, a causa del numero ridotto di dati di riferimento, ma esclusivamente in termini qualitativi cioè mediante verifica della corrispondenza con la realtà direttamente in campo.

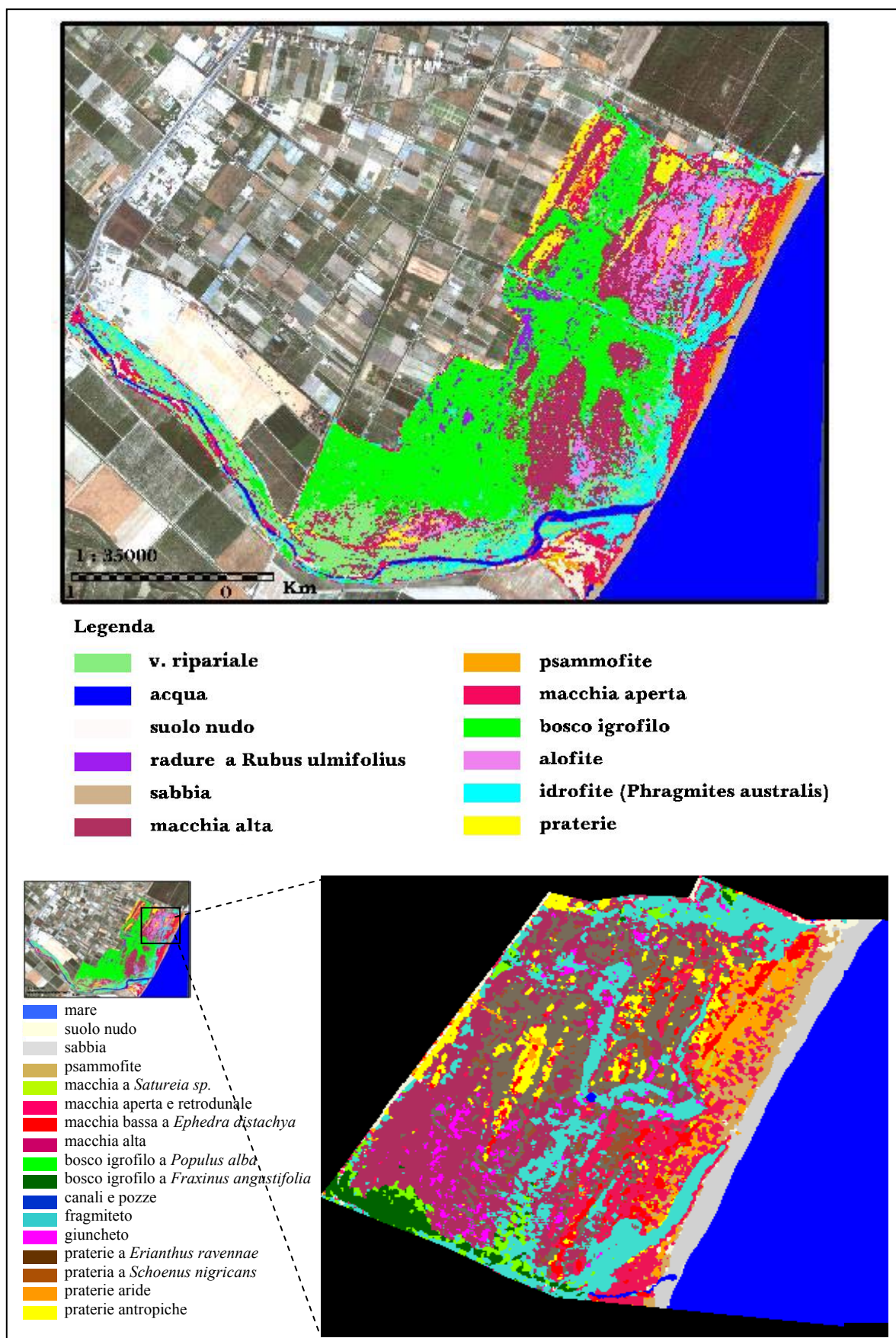


Figura 5.6 – Mappa delle categorie fisionomico-strutturali della vegetazione reale di Bosco Pantano Sottano di Policoro riportata sulla immagine Ikonos a colori reali (in alto) e classificazione dell'area del mosaico ad ecologia complessa (in basso).

Tabella 5.5 – Riepilogo dati classificati, dati di *training* e dati di *test* per classe tematica, relativi alla classificazione dell'immagine Ikonos del 22 giugno 2005 per Bosco Pantano.

Classe tematica	n° pixel classificati	Sup (ha)	n° pixel di training	Sup (ha)	n° pixel di test	Sup (ha)
V ripariale	43988	70,4	1275	2,04	39	0,062
Fiume	4054	6,5	352	0,56	19	0,03
Suolo nudo	7964	12,7	205	0,33	34	0,054
Roveti	5698	9	142	0,23	99	0,158
Mare	120393	193	38697	61,92	47	0,075
Sabbia	9375	15	589	0,94	98	0,157
Canali e pozze	3605	5,7	78	0,12	14	0,022
Macchia alta	57695	92,3	174	0,28	86	0,138
Psammofite	5668	9	258	0,41	21	0,034
Macchia aperta	42313	67,7	633	1,01	36	0,058
Bosco igrofilo	104926	167,8	5301	8,48	105	0,168
Alofite	23303	37,3	61	0,10	17	0,027
Idrofite	32046	51,3	869	1,39	219	0,35
Praterie	14787	23,6	167	0,27	68	0,109
Totale	475815	761,3	48801	78,08	902	1,443

Tabella 5.6 – Matrice di confusione per la valutazione dell'accuratezza della mappa tematica elaborata dall'immagine del 22 giugno 2005 - area di studio Bosco Pantano Sottano.

Classificato	Riferimento																		
	Classe	Vegetazione ripariale	Fiume	Suolo nudo	Roveti	Mare	Sabbia	Canali e pozze	Macchia alta	Psammofite	Macchia aperta	Bosco igrofilo	Alofite	Idrofite	Praterie	Tot riga	User's Accuracy	Errore di commissione	
	Veg ripariale	33	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	17	0	55	60,0	40,0	
	Fiume	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	100,0	0,0	
	Suolo nudo	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	100,0	0,0	
	Roveti	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88	100,0	0,0	
	Mare	0	0	0	0	47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	100,0	0,0	
	Sabbia	0	0	1	0	0	98	0	0	0	0	0	0	0	0	99	99,0	1,0	
	Canali e pozze	0	2	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	1	0	12	75,0	25,0
	Macchia alta	0	0	0	0	0	0	0	74	0	4	2	0	11	0	91	81,3	18,7	
	Psammofite	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	20	100,0	0,0	
	Macchia aperta	0	0	1	0	0	0	2	1	1	32	0	1	4	6	48	66,7	33,3	
	Bosco igrofilo	1	0	0	11	0	0	0	2	0	0	103	0	0	0	117	88,0	12,0	
	Alofite	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	6	0	21	71,4	28,6	
	Idrofite	5	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	1	180	0	192	93,7	6,3	
	Praterie	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	62	63	98,4	1,6	
	Tot colonna	39	19	34	99	47	98	14	86	21	36	105	17	219	68	902			
	Producer's Accuracy	84,6	89,5	94,1	88,9	100	100	64,3	86,1	95,2	88,9	98,1	88,2	82,2	91,2	Overall Accuracy : 89,8%			
	Errore di omissione	15,4	10,5	5,8	11,1	0,0	0,0	35,7	13,9	4,8	11,1	1,9	11,8	17,8	8,8	Statistica K: 88.5%			

5.4.3 Evoluzione della vegetazione in relazione a fattori antropici

L'analisi delle foto aeree relative a due date di acquisizione distanti nel tempo evidenzia l'evoluzione subita dall'area di studio del bosco Pantano tra il 1954 ed oggi, confermando anche quanto riportato in letteratura riguardo le trasformazioni avvenute nel territorio ionico lucano a seguito delle bonifiche idrauliche degli anni '30 e della Riforma Fondiaria del 1950 (Bavusi, 2006) che hanno avuto come ripercussione la modificazione dei regimi idrogeologici dell'area e l'abolizione del latifondo con la conseguente ulteriore frammentazione del paesaggio e l'espropriazione delle ultime riserve boschive di caccia dei Signori latifondisti.

L'ultimo lembo della foresta igrofila planiziale occupava nel 1954 un'estensione pari a circa 1672 ettari, costituiti in prevalenza da boschi igrofili e mesoigrofili (fig. 5.7).

Nel 1998 (fig. 5.8) di quest'area restavano 446 ettari, di cui circa 22 nel Bosco Soprano, a nord della S.S. 106, e 424 nel Sottano. Ben 1215 ettari, ovvero il 73% dell'area originaria (tab. 5.7), sono stati disboscati e destinati nel tempo ad usi agricoli ed in parte occupati dalle nuove infrastrutture realizzate.

Anche l'effetto della regimazione dei corpi idrici e della costruzione degli invasi nelle aree interne con la conseguente riduzione degli apporti solidi a mare è rilevabile in questa analisi. Infatti, oltre ad una evidente variazione nella linea di costa (fig. 5.9a), in prossimità della foce del Sinni a causa dell'erosione costiera e della variazione del corso del fiume (fig. 5.9 b)) sono andati persi circa 11 ettari costituiti probabilmente da vegetazione idro-alofila.

Allo stesso tempo la riduzione nel regime delle portate del fiume Sinni, dovuta alle cause già accennate precedentemente, ha determinato una contrazione delle aree di pertinenza del fiume e, come conseguenza, un incremento della vegetazione ripariale che nel 1998 occupa 88 ettari. È stato inoltre possibile stimare, nelle aree limitrofe al bosco, l'estensione (430ha) dei rimboschimenti effettuati negli anni '60 con impianti prevalentemente di *Pinus halepensis* ed *Eucalyptus camaldolensis*.

Sulla base delle conoscenze acquisite sulla vegetazione attuale dell'area di studio è stato possibile ipotizzare una ricostruzione della distribuzione della vegetazione nel 1954, dalla quale effettuare il confronto con lo stato attuale. In fig. 5.11a) è presentata una mappa della vegetazione per l'anno 1954 elaborata mediante fotointerpretazione nella quale si riportano le estensioni delle tipologie vegetali raggruppate per tipi fisionomici. Per il confronto è riportata la mappa della vegetazione elaborata per il 1998 (fig. 5.11b)).

La vegetazione arborea che nel 1954 occupava 1400ha cioè l'83,7% dell'area totale, è ridotta nel 1998 a 258ha, ovvero il 15,4 % della superficie originaria. La vegetazione arbustiva invece ha visto un incremento passando da 107ha a 125ha (dal 6,4% al 7,5% del totale),

mentre anche la vegetazione erbacea al pari del bosco ha subito una contrazione passando da 165ha (9,9%) a 63ha (3,8%).

È interessante notare anche come siano variate le proporzioni relative tra le tre componenti nel 1998 (fig. 5.10 e tab. 5.8), infatti, sebbene sia sempre la vegetazione arborea la componente ad avere l'estensione maggiore, essa non risulta più così predominante occupando della residua area naturale il 58% a favore della componente arbustiva (28%) che come già detto ha anche aumentato la propria superficie in termini assoluti, e della vegetazione erbacea (14%).

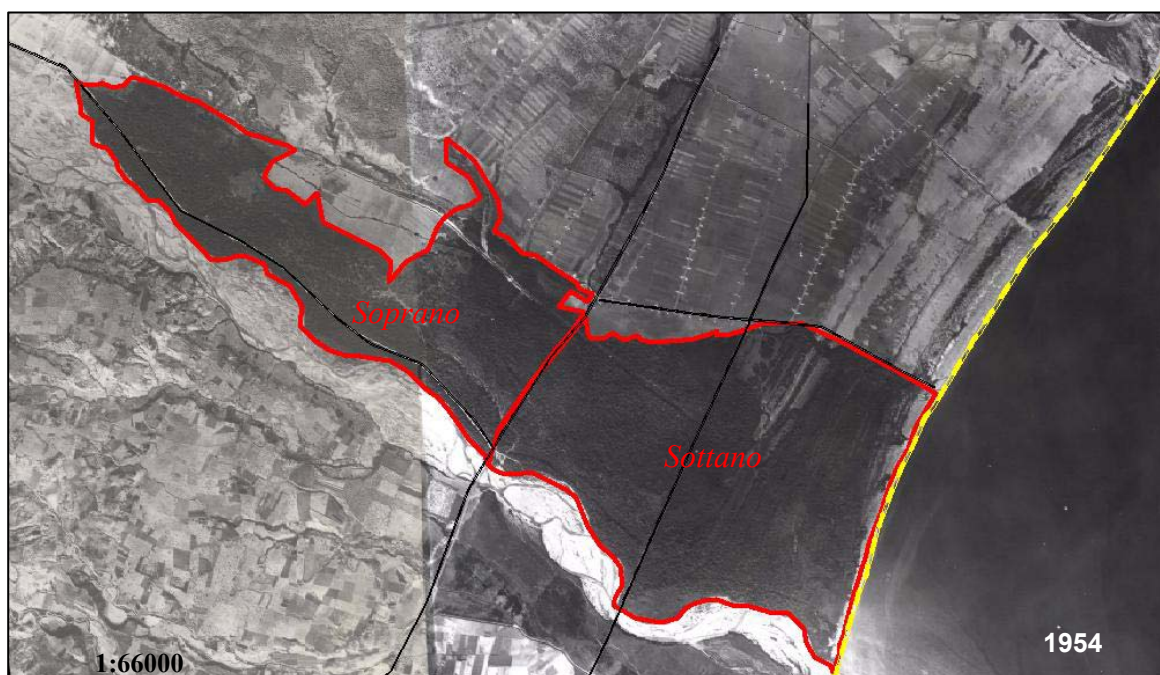


Figura 5.7 - Foto aeree del 1954: i confini in rosso evidenziano l'area a vegetazione naturale che nel 1954 costituiva il Bosco Pantano di Policoro posto sulla sinistra idrografica del fiume Sinni. Nelle aree circostanti sono evidenti le strutture e le trasformazioni del territorio ad opera della bonifica e della Riforma Agraria. Tratteggiata in giallo è riportata la linea di costa, in nero le infrastrutture presenti (scala circa 1:66000).

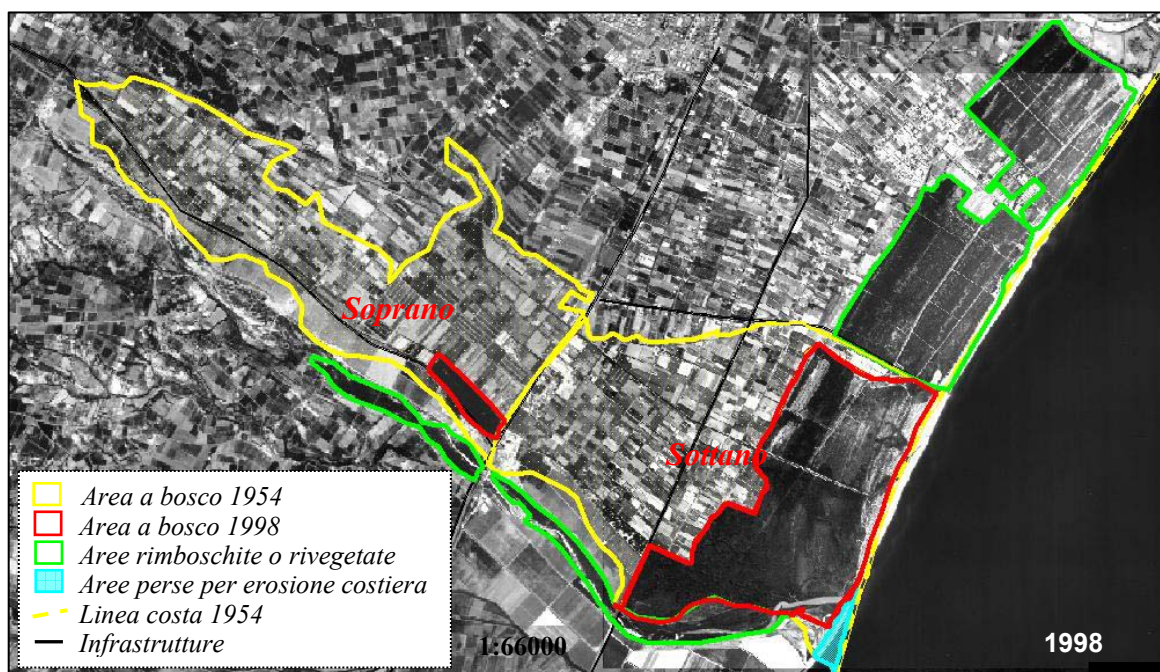


Figura 5.8 - Ortofoto del 1998 (riportata in scala circa 1:66000): in giallo l'area precedentemente occupata dal bosco e trasformata in appezzamenti agricoli, in rosso quel che rimane dell'area a vegetazione naturale originaria, in verde le aree non coperte da vegetazione nel 1954 ed ora rivegetate (da vegetazione ripariale che ha occupato gli argini del fiume e dai rimboschimenti artificiali effettuati lungo la costa), in celeste l'area originariamente coperta da vegetazione e persa per erosione costiera, tratteggiata in giallo la linea di costa nel 1954.

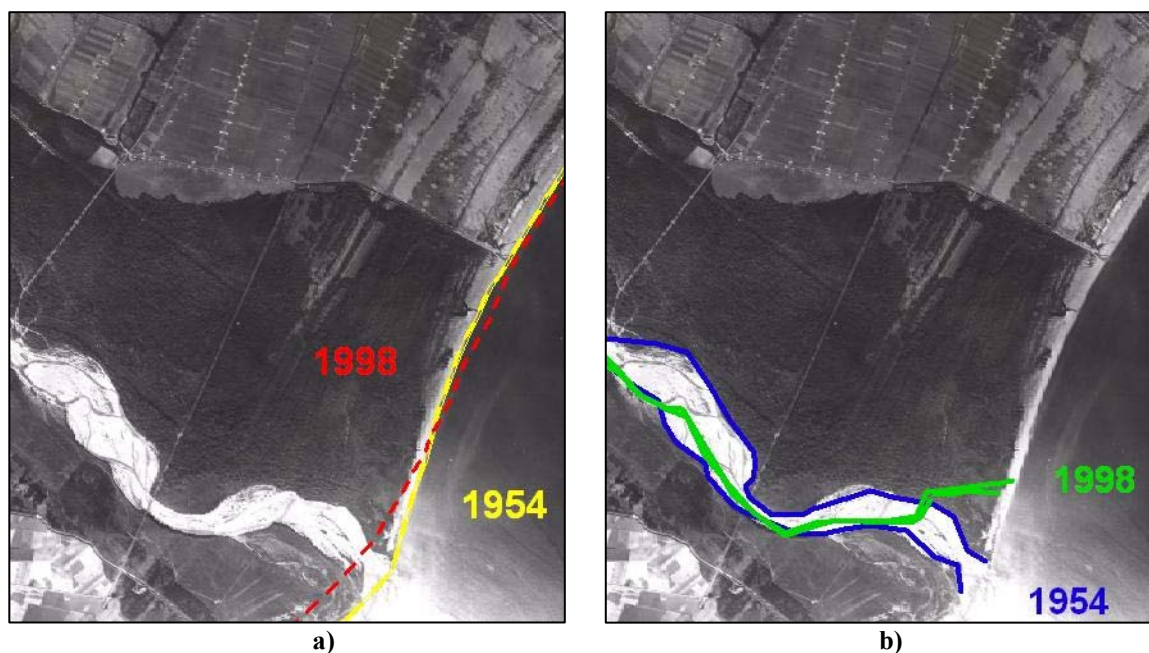


Figura 5.9 – Cambiamenti a livello macroscopico avvenuti tra il 1954 ed il 1998 nella linea di costa (a sinistra, in giallo nel 1954 e in rosso nel 1998) e nel corso del fiume Sinni (a destra, in blu nel 1954 ed in verde nel 1998), riportati sulle foto aeree del 1954.

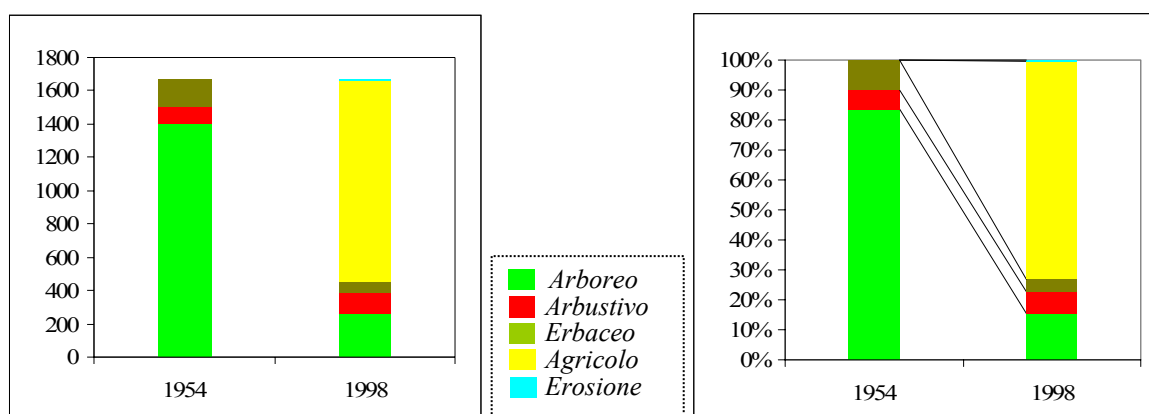


Figura 5.10 – Riepilogo delle variazioni per tipologie strutturali di vegetazione e per uso del suolo in ettari (a sinistra) e percentuali (a destra).

Tabella 5.7 - Riepilogo delle variazioni avvenute nell'area del Bosco Pantano tra il 1954 ed il 1998.

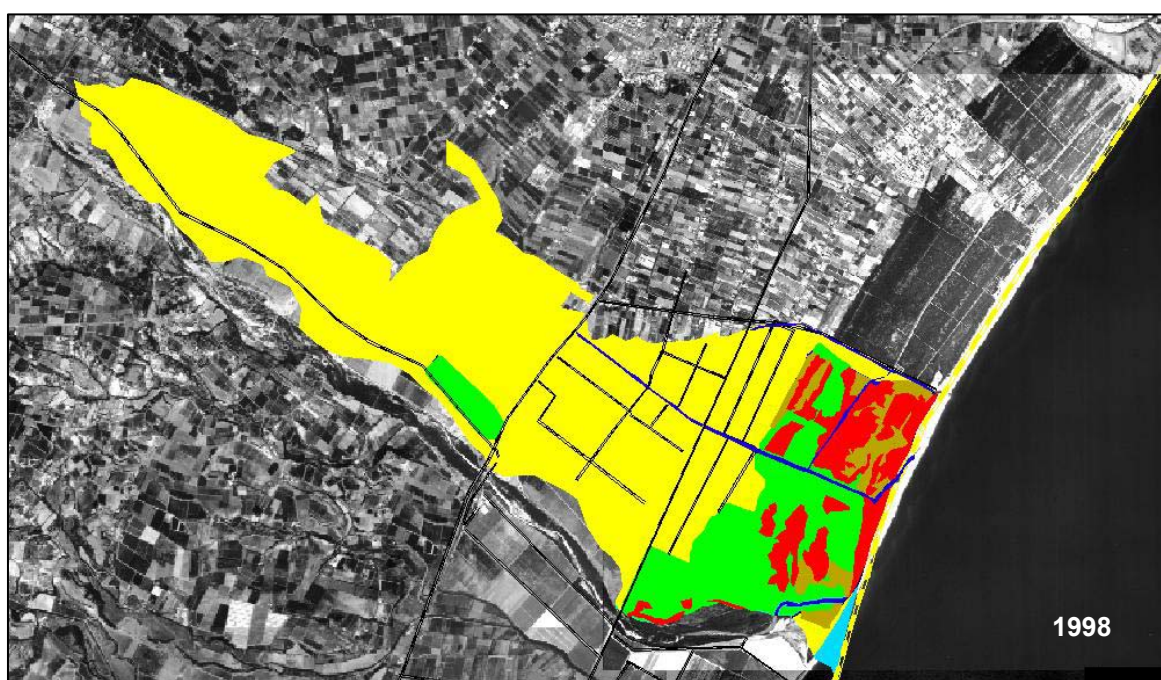
Superficie (ha)	1954	1998	1954-1998 (%)
Aree con vegetazione naturale	1672	446	-73,3%
Aree agricole e infrastrutture	0	1215	
Superfici perse per erosione costiera	0	11	
Totale	1672	1661	-0,7%

Tabella 5.8 – Variazioni di superficie per tipologia di vegetazione.

Vegetazione	1954		1998			1954-1998
	Ha	%	Ha	% sup. tot del 1954	% sup. tot del 1998	Var. assoluta %
Arborea	1400	83,7	258	15,4	57,8	-81,6%
Arbustiva	107	6,4	125	7,5	28,0	+16,8%
Erbacea	165	9,9	63	3,8	14,2	-61,8%
Totale	1672	100	446	26,7	100	-73,3%



a)



b)

Legenda

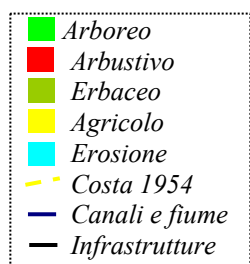


Figura 5.11 – La vegetazione arborea (verde chiaro), arbustiva (rosso) ed erbacea (verde marcio) nel 1954 a) e 1998 b). Per il 1998 sono riportate anche le aree agricole (giallo) precedentemente occupate dalla vegetazione naturale e le aree perse per erosione costiera (azzurro).

5.5 La vegetazione di Monte Coppolo

5.5.1 Inquadramento e distribuzione della vegetazione reale attuale

La vegetazione dell'area di Monte Coppolo esaminata nell'ambito di questa ricerca comprende diverse tipologie arboree ed arbustive che sono inquadrabili nelle formazioni di seguito elencate.

5.5.1.1 La lecceta

Si estende su gran parte del Monte Coppolo ed è rappresentata da una lecceta matura, inquadrabile nel *Quercetum ilicis* (Br.-Bl. 1936) Rivas. Mart. 1975 con ambiti più termofili nelle aree esposte, sui roccioni sporgenti e sulle vette.

Queste facies, strutturalmente costituite da arbusteti alti, comprendono molte entità della macchia quali *Erica arborea* e *Mirtus communis*.

La lecceta svolge in questo ambito la funzione di cerniera tra il bosco sempreverde mediterraneo e quello caducifoglio. Sottoposta ad incendi, in vari tratti anche recenti, la lecceta si ringiovanisce attraverso fasi di ricostituzione a macchia o boscaglia a leccio.

5.5.1.2 La macchia

La macchia si presenta con aspetti diversi a seconda del degrado del suolo e della distanza temporale dal fuoco. Facies con *Spartium junceum* prevalente si alternano a zone degradate con gariga a *Cistus monspeliensis* e *Calicotome spinosa* e ad aree più mature con boscaglia di leccio, acero e orniello.

La molteplicità di condizioni e di fruizione antropica con apertura di passaggi e pascolo ne determinano una condizione di grande frammentarietà e difficile inquadramento in una dinamica veloce motivata da un continuo disturbo.

5.5.1.3 Il bosco misto caducifoglio

Si tratta di boschi dell'orizzonte submontano del *Quercetum pubescenti petraeae* Imchenetzky 1926, queste formazioni sono essenzialmente rappresentate da cedui misti di cerro e roverella con marcata prevalenza della roverella.

Un vasto corteggio di specie è presente tra cui: *Fraxinus ornus*, *Pyrus communis*, *Sorbus domestica*, *Crataegus oxyacantha*, *Ligustrum vulgare*, *Spartium junceum*, *Acer monspessulanum*, *Carpinus orientalis*.

Nelle aree più calde, di margine o di mantello, varie sclerofille accompagnano o sostituiscono il bosco caducifoglio. Si tratta di *Asparagus acutifolius*, *Pistacia terebinthus*, *Pistacia lentiscus*, *Rhamnus alaternus*, *Ruscus aculeatus*, *Phyllirea angustifolia*, *Cistus salvifolius*,

Juniperus communis, *Smilax aspera*.

Nei versanti calcarei più freschi, esposti nei quadranti settentrionali e nei canali umidi, si imposta una vegetazione con dominanza di *Fraxinus ornus* e *Ostrya carpinifolia* probabilmente attribuibile all'*Orno-Ostrieto* Br.-Bl. 1961 anche se molto degradato e di difficile inquadramento.

In aree delimitate e omogenee si rilevano zone riforestate con conifere in cattivo stato conservativo.

La densità del bosco e lo stato conservativo sono molto legati al diverso livello di disturbo oltre che alla tipologia di impatto e questi elementi rendono difficile l'inquadramento di molte aree con fisionomie dubbie.

5.5.2 Mappa della vegetazione di Monte Coppolo da Ikonos

Le tipologie vegetali presenti nell'area di studio di Monte Coppolo sono numericamente inferiori rispetto a quelle di Bosco Pantano Sottano ma presentano a loro volta un'elevata variabilità interna con presenza di diverse facies dovute sia a diverse condizioni stazionali sia a situazioni di degrado e disturbo. Caratterizzare tutta la varietà di questi ambienti è risultato difficile in particolare a causa della impervietà di alcune aree che non è stato possibile raggiungere, ma anche a causa di difficoltà nell'inquadramento legate a condizioni di grande dinamismo nella quale si trovano queste situazioni. Ad esempio non è stato possibile raccogliere informazioni in campo sufficienti a caratterizzare le garighe a cisto (§5.5.1.2) né a differenziare le formazioni caducifoglie con prevalenza di carpini o frassini da quelle con prevalenza di querce. È risultato difficile, inoltre, separare spettralmente le conifere dei rimboschimenti dalla vegetazione naturale: i diversi tentativi di classificare anche questa categoria hanno portato a risultati non soddisfacenti in quanto le conifere risultavano eccessivamente rappresentate a discapito di quelle tipologie o aree di vegetazione naturale con basse coperture.

Al contrario è stato possibile differenziare le aree con vegetazione naturale di transizione e degradata, presenti in corrispondenza delle superfici percorse da incendi o disturbate da attività antropiche, distinguendole dal bosco di caducifoglie, da cui derivano, probabilmente grazie alla presenza di un cospicuo strato erbaceo che le contraddistingue.

In definitiva le categorie di vegetazione individuate per la classificazione finale sono:

1. **lecceta**, descritta nel §5.5.1.1;
2. **macchia**, descritta nel §5.5.1.2;
3. **bosco misto di caducifoglie**, descritto nel §5.5.1.3;

4. **vegetazione naturale di transizione o degradata**, riconducibile alle forme più degradate del bosco caducifoglio (§5.5.1.3);

a cui si aggiungono le altre categorie presenti nella scena:

5. **zone agricole eterogenee o destinate al pascolo**, si riferiscono a superfici caratterizzate da attività agricola di vario genere e pastorale, costituiscono patch di territorio ben distinguibili dalle aree naturali;
6. **aree calanchive**, aree soggette ad erosione idrica con scarsa vegetazione ed in cui predomina la componente spettrale del suolo;
7. **roccia nuda e detriti calcarei**, presenti alle quote maggiori e con elevate pendenze sono aree sostanzialmente prive di vegetazione;
8. **laghi e serbatoi**, si tratta di piccoli laghetti artificiali per fini ricreativi o agricoli presenti diffusamente nei dintorni dell'area di studio.

5.5.2.1 Analisi e separabilità delle firme spettrali

Le firme spettrali corrispondenti alle summenzionate categorie sono state acquisite anche in questo caso sia in corrispondenza del *training set* di dati georiferiti raccolto durante le campagne di rilevamento per quanto riguarda la vegetazione naturale, sia mediante fotointerpretazione per quanto riguarda le altre categorie presenti nella scena.

In particolare le firme spettrali di laghi e serbatoi sono state acquisite anche esternamente all'area classificata.

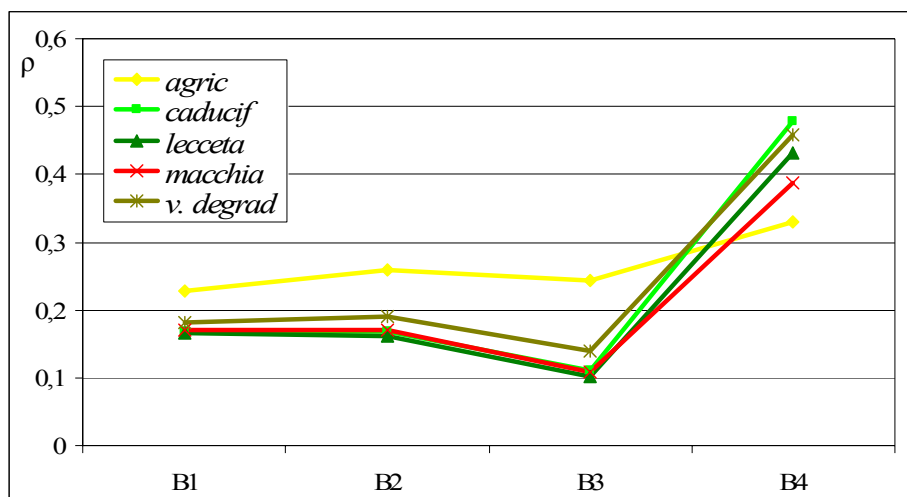
Nelle figure 5.12 a) e b) sono riportate per un confronto visivo le firme spettrali estratte dalle immagini del 2004 e del 2005 per le categorie con vegetazione.

Da questi grafici emerge nettamente la diversità di risposta spettrale delle superfici agricole da quelle naturali sia nell'immagine di giugno 2005 ma ancor più in quella di agosto 2004, immagine che per quest'area di studio apporta un contributo considerevole alla classificazione anche per la maggiore separazione tra le firme della vegetazione naturale.

Inoltre ad agosto 2004 risultano ben separate anche le firme spettrali delle altre componenti della scena (fig. 5.13) che presentano un andamento molto simile alla categoria delle superfici agricole.

L'andamento della firma spettrale delle aree agricole evidenzia come questa sia stata derivata da aree di *training* eterogenee comprendenti ad esempio sia pascoli che campi sfalciati in estate. La mancanza del tipico scalino tra rosso ed infrarosso in entrambe le acquisizioni è indice di una predominante componente non fotosintetica come ad esempio vegetazione secca o suolo nudo.

a) giugno 2005



b) agosto 2004

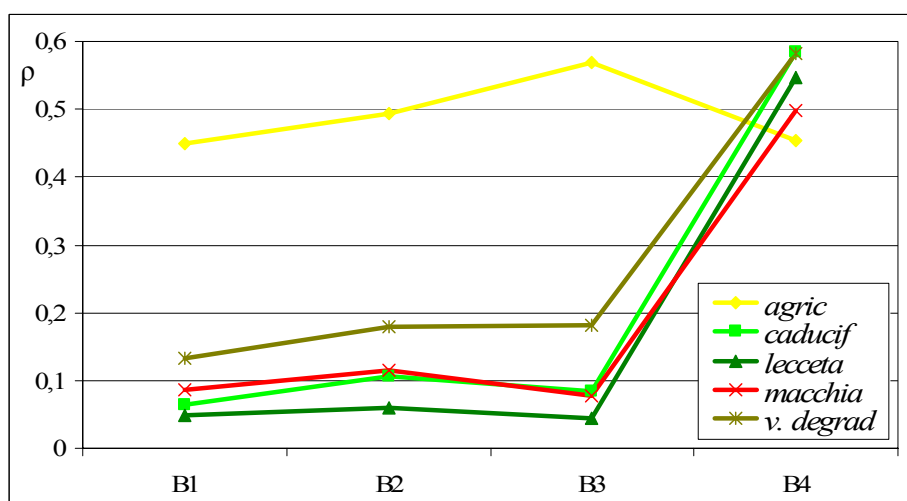


Figura 5.12 – Firme spettrali delle classi tematiche di vegetazione per l'area di Monte Coppolo (in ascissa le 4 bande Ikonos, in ordinata la riflettanza)

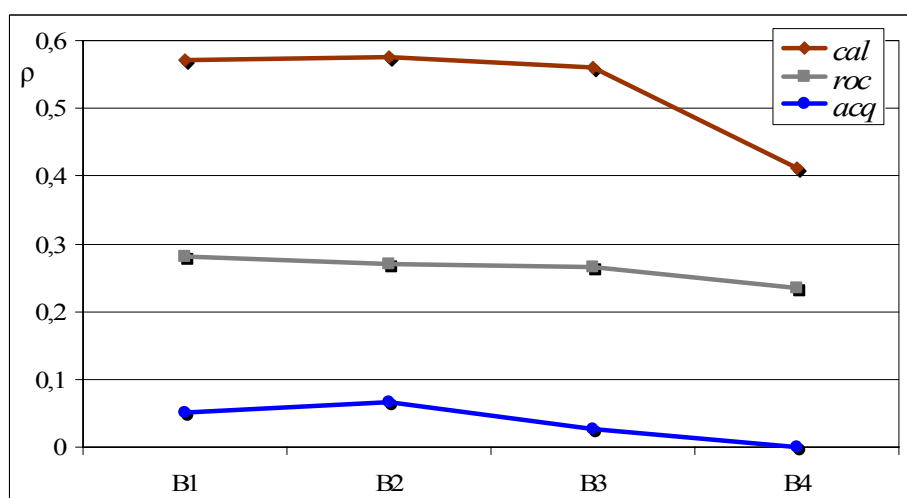


Figura 5.13 – Firme spettrali delle classi “aree calanchive” (cal), “roccia nuda e detriti rocciosi” (roc), “laghi e serbatoi” (acq) relative all’acquisizione del 2004 (in ascissa le 4 bande Ikonos, in ordinata i valori di riflettanza).

L'analisi della separabilità effettuata mediante *Transformed Divergence* per le firme spettrali relative al 2005 (tab. 5.9) evidenzia una certa sovrapposizione per le categorie di interesse maggiore. Infatti, se un certo grado di confusione tra le sclerofille della macchia e la lecceta (1051) o tra il bosco caducifoglio e le sue forme più degradate (1448) è prevedibile nonché inevitabile, al contrario la possibilità che le specie caducifoglie siano confuse con il bosco sempreverde a leccio (1024) o con la macchia (1404) è una condizione non accettabile per gli scopi di questo lavoro. Il contributo positivo dell'immagine del 2004, già ipotizzato analizzando semplicemente l'andamento delle firme spettrali per quell'anno, è confermato dal miglioramento che si ottiene nel calcolo della separabilità spettrale quando si analizzano le firme basate sulle bande di entrambe le immagini, ovvero considerando 8 bande contemporaneamente (tab. 5.10). In effetti, il valore di separabilità per la fusione multitemporale delle immagini non scende mai al di sotto di 1700, valore soglia raggiunto però dalla coppia "bosco caducifoglio"- "vegetazione degradata" rendendo comunque la classificazione multitemporale indispensabile per la loro discriminazione.

Tabella 5.9 – Matrice di separabilità calcolata mediante il metodo *Transformed Divergence* per le firme spettrali delle classi tematiche estratte dall'immagine del 2005 (TD: 2000 massima separabilità tra classi; 1900-2000 buona separabilità; 1700-1900 media separabilità; <1700 scarsa separabilità).

<i>Classe tematica</i>	1	2	3	4	5	6	7	8
1 zone agricole	0	1893	1992	2000	2000	2000	2000	2000
2 calanchi	1893	0	1992	2000	2000	2000	2000	2000
3 ghiaioni	1992	1992	0	2000	2000	2000	2000	2000
4 laghi e serbatoi	2000	2000	2000	0	2000	2000	2000	2000
5 lecceta	2000	2000	2000	2000	0	1051	1991	1024
6 macchia	2000	2000	2000	2000	1051	0	1977	1404
7 v. degradata	2000	2000	2000	2000	1991	1977	0	1448
8 b caducifoglio	2000	2000	2000	2000	1024	1404	1448	0

Tabella 5.10 – Matrice di separabilità calcolata mediante il metodo *Transformed Divergence* per le firme spettrali delle classi tematiche estratte dalle 8 bande derivate dalle acquisizioni del 2004 e del 2005 (TD: 2000 massima separabilità tra classi; 1900-2000 buona separabilità; 1700-1900 media separabilità; <1700 scarsa separabilità).

<i>Classe tematica</i>	1	2	3	4	5	6	7	8
1 zone agricole	0	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
2 b caducifoglio	2000	0	2000	2000	2000	1795	1825	1700
3 calanchi	2000	2000	0	2000	2000	2000	2000	2000
4 ghiaioni	2000	2000	2000	0	2000	2000	2000	2000
5 laghi e serbatoi	2000	2000	2000	2000	0	2000	2000	2000
6 lecceta	2000	1795	2000	2000	2000	0	1867	2000
7 macchia	2000	1825	2000	2000	2000	1867	0	1999
8 v. degradata	2000	1700	2000	2000	2000	2000	1999	0

Le differenze di risposta spettrale delle diverse classi da un anno all'altro (fig. 5.14) nelle bande 3 e 4 sono relativamente disomogenee ma mediamente superiori alle differenze tra classi simili nelle singole acquisizioni (fig. 5.15). La bassa separabilità tra il bosco di caducifoglie e la vegetazione degradata, per singola acquisizione, risulta anche dal grafico in figura 5.15, in cui solo la banda 3 del 2004 presenta una maggiore differenza di risposta spettrale confermando la migliore discriminabilità delle tipologie di vegetazione mediante questa acquisizione.

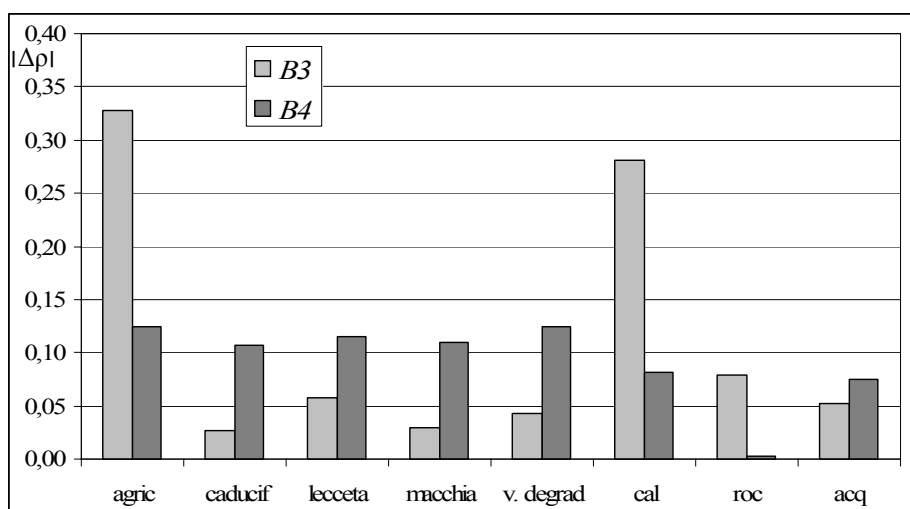


Figura 5.14 - Differenze di risposta spettrale (in valore assoluto) tra le acquisizioni del 2005 e del 2004 nella banda del rosso (B3) e dell'infrarosso (B4) per singola classe tematica.

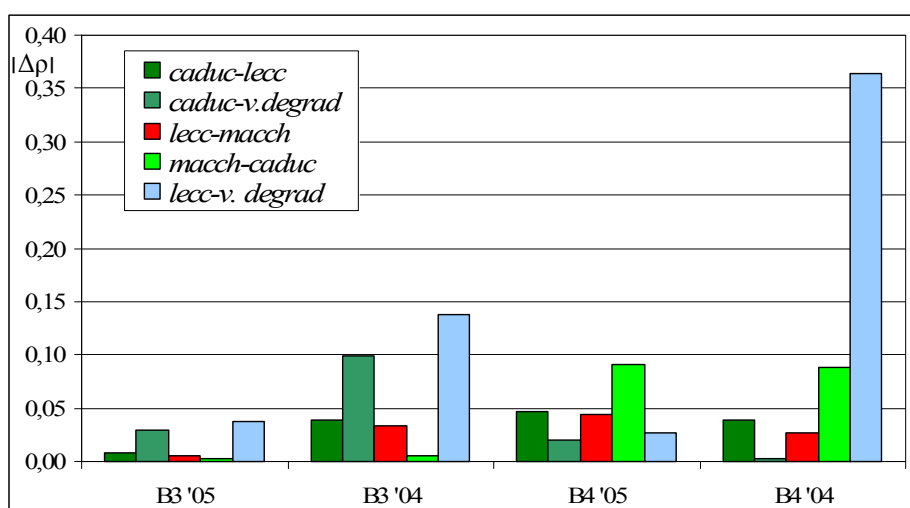


Figura 5.15 – Differenze assolute di risposta spettrale tra alcune classi tematiche nelle bande del rosso e dell'infrarosso per singola acquisizione.

5.5.2.2 Accuratezza della classificazione

5.5.2.2 Accuratezza della classificazione

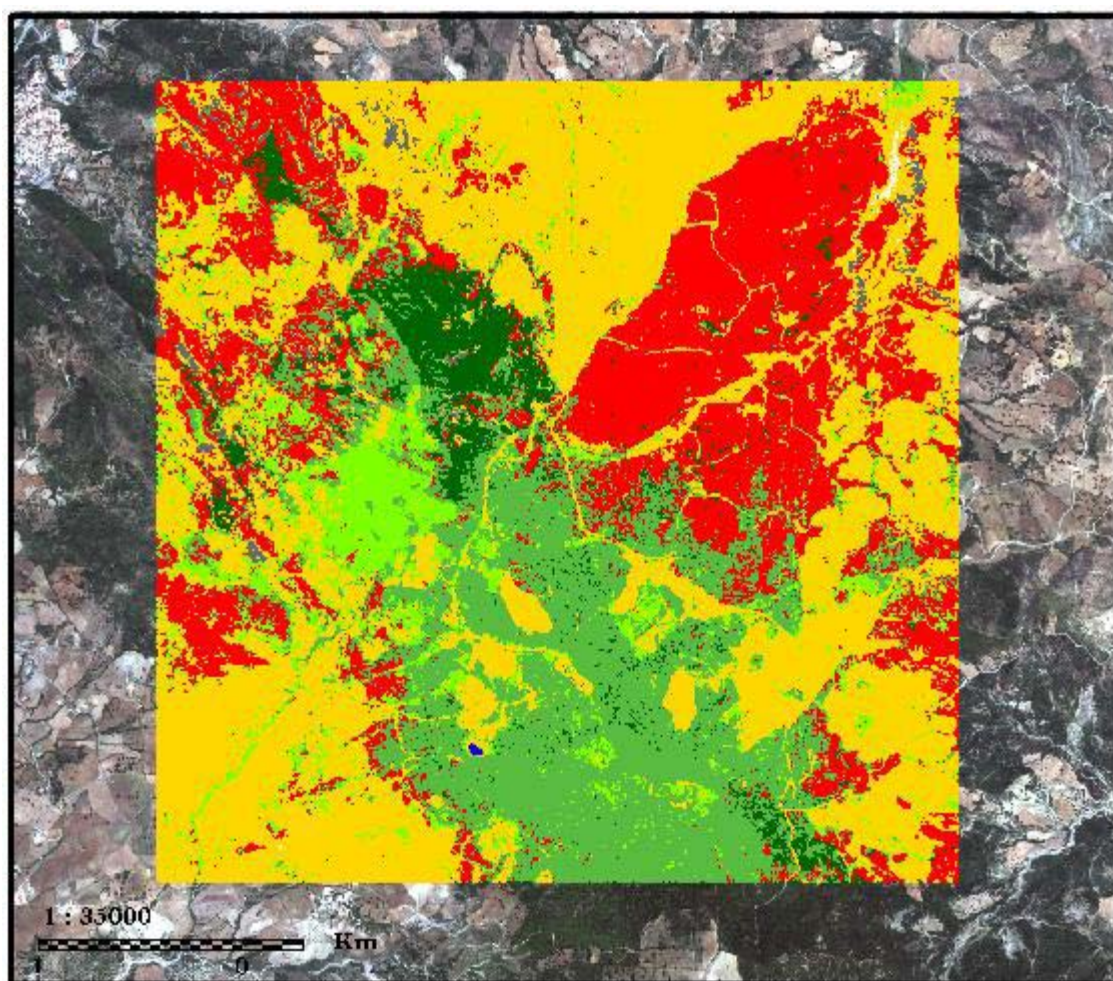
L'accuratezza totale ottenuta nella classificazione multitemporale è risultata pari all'83,5% con un coefficiente K pari all'80,2%: tali parametri sono superiori ai valori ottenuti per la classificazione della sola immagine del 2005 (OA=78,5%, K=74,6%).

Risulta quindi che a Monte Coppolo il contributo di immagini acquisite in momenti differenti nella stagione vegetativa seppur a distanza di un anno è utile per incrementare l'accuratezza della classificazione qualora le categorie indagate siano molto simili o non siano sufficientemente separabili in termini spettrali.

La matrice di confusione per il calcolo dell'accuratezza della classificazione multitemporale è riportata in tab. 5.12. In tabella 5.11 sono invece riepilogati i set di dati utilizzati per il *training* e la validazione delle mappe. La mappa finale è mostrata in figura 5.16 in scala 1:35000.

La superficie totale classificata è pari a 1542,3 ettari di cui 322 corrispondenti a boschi misti di caducifoglie, 73 a boschi di leccio, 380 di macchia e 130 sono costituiti da aree con vegetazione naturale di transizione o degradata.

Le categorie meno dettagliate risultano le aree con vegetazione assente o molto scarsa come le aree calanchive, le aree con roccia nuda e detriti rocciosi. Per quanto riguarda le categorie di maggior interesse cioè le diverse classi con vegetazione, l'accuratezza risulta sempre superiore all'80% sia dal punto di vista del classificatore (*Producer's Accuracy*) che dell'utente (*User's Accuracy*), soddisfacendo gli scopi di questo lavoro.



Legenda

	zone agricole eterogenee, pascoli		laghi e serbatoi
	bosco di caducifoglie		lecceta
	aree calanchive ed impluvi		macchia
	roccia nuda, detriti calcarei		vegetazione naturale di transizione o

Figura 5.16 - Mappa delle tipologie fisionomico strutturali della vegetazione e di uso del suolo di Monte Coppolo sovrapposta all'immagine Ikonos (in colori reali RGB 3:2:1).

Tabella 5.11 – Riepilogo dati classificati, dati di training e test per classe tematica relativi alla classificazione multitemporale.

<i>Classe</i>	<i>n° pixel classificati</i>	<i>Sup (ha)</i>	<i>n° pixel di training</i>	<i>Sup (ha)</i>	<i>n° pixel di test</i>	<i>Sup (ha)</i>
Zone agricole	386994	619,19	3000	4,80	17	0,027
B. caducifoglio	201255	322,01	2451	3,92	32	0,051
Calanchi	972	1,56	61	0,10	9	0,014
Roccia nuda	9622	15,40	181	0,29	13	0,021
Laghi e serbatoi	157	0,25	75	0,12	1	0,0016
Lecceta	45508	72,81	1029	1,65	19	0,030
Macchia	237729	380,37	635	1,02	17	0,027
V. nat. degrad	81708	130,73	886	1,42	13	0,021
Totale	963945	1542,31	8318	13,31	121	0,194

Tabella 5.12 – Matrice di confusione per la valutazione dell'accuratezza della mappa tematica elaborata mediante classificazione multitemporale per l'area di studio Monte Coppolo.

Classificato	Riferimento											
	Classe	Zone agricole eterogene, pascoli	Bosco di caducifoglie	Aree calanchive	Roccia nuda, detriti calcarei	Laghi e serbatoi	Lecceta	Macchia	Vegetazione naturale di transizione o degradata	Tot riga	User's Accuracy	Errore di commissione
	Zone agricole eterogene, pascoli	17	0	0	2	0	0	0	1	20	85,0	15,0
	Bosco di caducifoglie	0	28	0	1	0	2	2	0	33	84,9	15,1
	Aree calanchive	0	0	2	0	0	0	0	0	2	100	0
	Roccia nuda, detriti calcarei	0	0	7	10	0	0	0	0	17	58,8	41,2
	Laghi e serbatoi	0	0	0	0	1	0	0	0	1	100	0
	Lecceta	0	0	0	0	0	16	0	0	16	100	0
	Macchia	0	2	0	0	0	1	15	0	18	83,3	16,7
	Vegetazione naturale di transizione o degradata	0	2	0	0	0	0	0	12	14	85,7	14,3
	Tot colonna	17	32	9	13	1	19	17	13	121	Overall Accuracy : 83,5% Statistica K: 80,2%	
	Producer's Accuracy	100,	87,5	22,2	76,9	100	84,2	88,2	92,3			
	Errore di omissione	0	12,5	77,3	23,1	0	15,8	11,8	7,7			

5.6 Discussione

5.6.1 Le indagini di campo

Le analisi condotte nelle aree di studio di Monte Coppolo e Pantano, basate sia sullo studio della bibliografia disponibile sia su indagini in campo, hanno consentito di mettere in evidenza come il territorio in esame sia stato e sia tuttora perturbato dalla presenza di attività antropiche fortemente impattanti che hanno causato, soprattutto in passato, una forte modificazione del paesaggio e degli ambienti naturali presenti. Le emergenze naturalistiche osservabili mostrano, tuttavia, elementi di forte pregio ambientale e sotto il profilo conservazionistico meriterebbero una maggiore attenzione.

Sebbene, infatti, le aree ad elevata naturalità siano di limitate estensioni e talvolta confinate ai territori meno accessibili (pendii e sommità dei rilievi) dal taglio abusivo, dalle attività agricole e pastorizie e dall'urbanizzazione crescente, è possibile rinvenire ancora oggi lembi superstiti di foresta igrofila planiziale primaria (Pantano Sottano) e situazioni stabili (lecceta di Monte Coppolo) e in apparente equilibrio in grado di fornire risorse e costituire rifugio per la fauna locale. In realtà, diversi fattori minacciano tale equilibrio: ad esempio l'abbassamento della falda idrica, dovuta alla riduzione di portata del fiume Sinni in seguito alla costruzione di un invaso, ha causato modificazioni in senso xerico delle condizioni ecologiche del Bosco Pantano con variazioni della composizione specifica a favore di specie più mesofile e xerofile alle quali si aggiunge la penetrazione di specie sinantropiche nelle aree più marginali certamente legata a condizioni generali di maggiore nitrofilia.

Anche l'arretramento della linea di costa, dovuto alla riduzione dell'apporto solido del Sinni, sta assumendo rilevanza sempre maggiore in quanto sta minacciando la fascia dunale che ha, tra l'altro, funzione di protezione della vegetazione retrostante nei confronti dei venti marini e della salsedine.

Sono inoltre da segnalare, nel tratto costiero che va dal fiume Sinni al litorale di Nova Siri, zone di vegetazione a *Salicornia europea* pressoché monospecifica, presenti ai margini di pozze costiere lungo tratti di litorale tra la spiaggia e le aree coltivate, si tratta di vegetazione di grande valore ecologico e conservazionistico su cui sarebbe importante operare con azioni di salvaguardia mirate.

Nell'area di Monte Coppolo la naturalità del paesaggio di tipo montano-collinare e delle cenosi forestali presenti è alterata dalla presenza antropica e dall'apertura di nuove strade poderali che costituiscono forti elementi di discontinuità nel territorio, ai quali si aggiunge la presenza di diversi rimboschimenti a conifere che, oltre ad aver introdotto specie eterotone,

costituiscono un fattore predisponente per l'innescare di incendi. In effetti, i principali e più importanti fattori di disturbo in quest'area sono proprio i frequenti incendi, di cui evidenti sono le tracce in special modo nelle formazioni a conifere. Anche il pascolo brado, ove eccessivo ed incontrollato, può causare la diminuzione della copertura vegetale e l'alterazione della sua struttura e composizione. Sebbene in aree mediterranee il fuoco ed il pascolo siano veri e propri fattori ecologici che fanno parte dei processi di rigenerazione della vegetazione, tali disturbi in base alla loro frequenza ed intensità possono innescare processi di degrado sia della vegetazione che del suolo.

Le indagini condotte in questo studio sono servite quindi a delineare lo stato attuale dei sistemi naturali e semi-naturali indagati e le possibili tendenze dinamiche in relazione a *trend* temporali dedotte da serie storiche, a individuare quali siano i fattori di pressione nonché a fornire il punto di partenza per ulteriori indagini.

5.6.2 Le indagini da remoto

Ai fini della classificazione della vegetazione, sono state valutate e confrontate le accuratèzze delle mappe ottenute utilizzando sia le immagini Ikonos del giugno 2005 sia la combinazione multi-temporale delle immagini acquisite a distanza di un anno ma in mesi differenti (22 giugno 2005 e 3 agosto 2004). In questo modo è stato possibile valutare se in queste aree di studio si potessero sfruttare le differenze fenologiche, seppur sottili, che si hanno da un mese all'altro durante la stagione vegetativa e che diversificano in termini di risposta spettrale le tipologie vegetali. L'obiettivo è stato quello di descrivere con la migliore accuratezza possibile, la variabilità spaziale di comunità vegetali complesse ed eterogenee (Bosco Pantano) o presenti in territori morfologicamente vari (Monte Coppolo).

Si è ritenuto che l'immagine di giugno fornisse il miglior contributo interpretativo in quanto ripresa quando la vegetazione è al suo massimo sviluppo e quindi in media le formazioni vegetali, incluse quelle con specie erbacee precoci (terofite e geofite che in estate sono in uno stadio avanzato di quiescenza), vi fossero ben rappresentate. Si è supposto inoltre che in giugno gli stress estivi non fossero ancora intervenuti e che non vi fosse presenza di sostanza secca tale che la componente erbacea potesse essere mal classificata a favore del substrato (terreno, sabbia, ecc.). Sebbene, quindi, le differenze fenologiche tra giugno ed agosto non siano così accentuate come tra i mesi invernali e quelli primaverili, si è voluta testare l'ipotesi che nella classificazione multispettrale della vegetazione si potesse ottenere un apporto migliorativo, in termini di accuratezza tematica, attraverso una combinazione multitemporale delle due date per ottenere un'immagine contenente i contributi di entrambi i mesi, dalla quale

derivare infine le mappe di vegetazione.

I risultati ottenuti non sono uniformi tra le due aree di studio: se a Monte Coppolo la classificazione multitemporale permette di ottenere un'accuratezza maggiore (O.A.: 83,5%, K: 80,2%) rispetto alla classificazione basata sulla sola immagine del 2005 (O.A.: 78,5%, K: 74,6%), a Bosco Pantano il contributo dell'immagine dell'agosto 2004 nella classificazione multitemporale (O.A.: 80,3%, K: 77,9%) non consente di classificare con un'accuratezza superiore rispetto a quella ottenuta utilizzando la sola immagine di giugno 2005 (O.A.: 89,8%, K: 88,5%).

Questi risultati sono indicativi di quanto riscontrato in letteratura sul confronto tra classificazioni multitemporali e singole date, non sempre, infatti, analisi multitemporali consentono una migliore discriminazione: in uno studio volto proprio al confronto tra classificazioni su singola data e multitemporali, Langley *et al.* (2001) dimostrano che in una prateria semi-arida può risultare più accurata una singola acquisizione purché le risposte spettrali della vegetazione risultino ben separate.

Quel che si verifica in questa parte del lavoro è proprio l'importanza della separabilità in termini spettrali delle classi tematiche individuate: una maggiore separabilità ovviamente fornisce una maggiore capacità discriminante del classificatore e quindi un maggior livello di accuratezza tematica nel risultato finale. Allo stesso tempo per ottenere una maggiore separabilità ed accuratezza finale può essere necessario adottare un minor numero di classi nella legenda (come riepilogato in Fassnacht *et al.*, 2006). Le classi tematiche qui utilizzate sono il risultato di un compromesso tra dettaglio tematico raggiungibile e livello di accuratezza soddisfacente. Nel caso di firme spettrali non adeguatamente separabili, infatti si è ritenuto di non aggregare ulteriormente le classi tematiche per rispettare un criterio di discriminazione di tipo fisionomico-strutturale della vegetazione, ovvero affinché le classi spettrali mantenessero una corrispondenza con la realtà cioè le categorie di vegetazione.

A parte la separabilità spettrale non elevata emersa per alcune coppie di tipologie di vegetazione, nell'area di studio di Bosco Pantano si evidenzia una variazione delle coperture del suolo che si verifica da un anno all'altro nella classe "canali e pozze" (spostamenti nelle foci dei canali e presenza di pozze effimere). Questo inficia un'ipotesi di base nell'uso di immagini multitemporali che sottintende la costanza delle coperture del suolo in termini di distribuzione spaziale, nell'ambito del periodo temporale considerato. Ciò probabilmente influisce sulla minore accuratezza totale ottenuta con la classificazione multitemporale (80,3 %) rispetto all'accuratezza della classificazione basata sull'immagine del 2005 (89,8%). In effetti le classi che presentano una *User's Accuracy* minore nella classificazione

multitemporale di Bosco Pantano (risultati non riportati) sono: “canali e pozze” (U.A.: 25,5%), “vegetazione ripariale” (U.A.: 22,5%) e “bosco igrofilo” (U.A.: 69,2%) che corrispondono alle formazioni vegetali maggiormente interessate dalle variazioni di umidità nel substrato.

In definitiva si può affermare che per M.te Coppolo le differenze fenologiche che si manifestano nelle diverse formazioni vegetali tra giugno e agosto consentono di discriminare con un'accuratezza maggiore la vegetazione presente, mettendo in particolare risalto le aree agricole eterogenee che in piena estate presentano una firma spettrale ben diversificata (fig. 5.12b) e consentendo una descrizione più accurata di tutte le altre formazioni. Di contro a Pantano si può osservare che la significativa variabilità nelle condizioni di umidità del suolo influenza in maniera determinante l'approccio multitemporale, limitando la classificazione all'uso di una singola immagine (quella caratterizzata dalla migliore separabilità spettrale tra classi tematiche, in questo caso giugno 2005).

Le immagini classificate descritte rappresentano, quindi, il risultato di ripetuti processi di classificazione e si può affermare che esse costituiscano il prodotto migliore ottenibile con questa metodologia utilizzando i dati di campo raccolti e le bande spettrali Ikonos.

In particolare, la carta della vegetazione *reale attuale* del Bosco Pantano mette in evidenza una serie di criticità non facilmente rilevabili mediante semplice fotointerpretazione o verifiche in campo. Ad esempio, nella formazione boschiva igrofila sono molti evidenti gli effetti della scarsa capacità di rinnovazione della componente arborea già descritti (§3.1 e 5.4.1.3) e riportati anche in letteratura (De Capua, 1996), con la classificazione da satellite è possibile identificare le aree maggiormente interessate e l'entità del fenomeno. Infatti, la diffusione delle superfici a roveti (9 ha totali, tab. 5.3) sembra manifestarsi prevalentemente e con particolare rilevanza nelle aree di margine più disturbate.

Al contempo, risulta molto interessante la distribuzione delle formazioni igro-alofile della zona retrodunale, esse infatti costituiscono dei mosaici altamente diversificati in funzione delle preferenze ecologiche.

Data l'importanza ecologica dell'area dei mosaici presente a Pantano, è stata prodotta una classificazione con un dettaglio maggiore cioè con un maggior numero di categorie, dalla quale si può valutare l'andamento delle diverse cenosi in funzione con la variabilità delle condizioni edafiche e micromorfologiche. L'accuratezza con cui sono distribuite queste formazioni è però valutabile solo in termini qualitativi e non quantitativi (fig. 5.6).

Parallelamente alle analisi di campo e agli studi da satellite, è stata effettuata un'indagine storica e bibliografica mirata al reperimento di informazioni relative alle modificazioni ed

all'antropizzazione dei territori dell'area del Bosco Pantano. Il confronto tra le coperture del suolo di differenti periodi storici consente di analizzare le dinamiche evolutive del paesaggio e del territorio. Per analizzare nel dettaglio tali variazioni sono state utilizzate, previa digitalizzazione, le foto aeree degli anni 1954 e 1998. Il procedimento operativo adottato è consistito in fasi successive: una fase di georeferenziazione dei fotogrammi e una fase di fotointerpretazione a video e di restituzione dei dati in ambiente GIS, la quale ha permesso la redazione di carte degli aspetti fisionomico-strutturali della vegetazione alle due date. Da questa analisi risultano notevoli i cambiamenti e le trasformazioni avvenuti nel corso di quasi cinquant'anni nell'area di Policoro. Tali cambiamenti hanno interessato il Bosco Pantano in senso regressivo: rilevante è la riduzione dell'estensione della superficie naturale boscata ma emergono anche le trasformazioni nella struttura e fisionomia del bosco in cui si nota un aumento relativo delle superfici a macchia a discapito dell'originaria copertura arborea.

Questa analisi storica mette inoltre in evidenza come determinati interventi dell'uomo sul territorio anche in aree distanti si riflettano nell'ambiente in senso negativo: in tutta l'area ionica, come già accennato, la costruzione di dighe lungo i numerosi corsi d'acqua ha fortemente alterato l'assetto idrografico generale, provocando approfondimenti degli alvei a valle degli sbarramenti ed arretramenti della linea di costa, quest'ultimo fenomeno risulta evidente anche dal confronto delle foto aeree.

In generale il paesaggio, frutto dell'intenso sfruttamento agricolo e delle modificazioni apportate dagli uomini, risulta compromesso in termini di funzionalità e connettività dei sistemi naturali.

In conclusione, i risultati dell'analisi descritta in questo capitolo, basata su rilievi in campo ed elaborazione di immagini da aereo e da satellite, hanno consentito di approfondire la conoscenza delle aree di studio e ottenere informazioni dettagliate sulla distribuzione di formazioni vegetali particolarmente importanti che possono risultare utili come indicatori di fenomeni di stress per l'ambiente e per la vegetazione naturale, quali le variazioni della falda idrica superficiale, le condizioni più o meno critiche di salinità del suolo, la frequenza degli incendi e la pressione del pascolo e delle attività antropiche.

In particolare, le carte della vegetazione ottenute dall'elaborazione di immagini satellitari Ikonos degli anni 2004 e 2005 sono *carte reali attuali* ovvero rappresentano la vegetazione attuale, osservata sul terreno al momento del rilevamento e pertanto costituiscono un set di immagini funzionale alle successive indagini colmando una lacuna conoscitiva.

6. STIMA DELL'INDICE DI AREA FOGLIARE (LAI)

Misurare il LAI di una copertura vegetale richiede tempo ed è spesso laborioso e costoso sia che si faccia uso di stime dirette (campionamenti distruttivi, equazioni allometriche che a loro volta richiedono campionamenti per la calibrazione, ecc.) che di stime indirette (ad esempio strumentazione ottica basata sulla misura della radiazione che attraversa una copertura). Il telerilevamento viene spesso utilizzato in alternativa a queste metodiche per produrre mappe di distribuzione del LAI su aree estese attraverso lo sviluppo di modelli di correlazione con dati di campo. I modelli sviluppati vengono invertiti ed i dati telerilevati usati per estrapolare spazialmente la stima del parametro a tutto il territorio in analisi (Lee *et al.*, 2004).

In questa fase del lavoro l'obiettivo generale è stato quello di definire una relazione forte ed affidabile tra dati di LAI misurati in campo e dati telerilevati a diverse scale (Ikonos e Landsat) attraverso modelli di correlazione statistici con indici e bande spettrali di riflettanza.

La stima da telerilevamento di parametri biofisici tramite modelli semiempirici non può prescindere dalla calibrazione mediante misure a terra puntuali che siano rappresentative della variabilità spaziale del parametro da stimare. Per poter descrivere e caratterizzare l'elevata eterogeneità dei sistemi vegetali nelle due aree di studio si è testata una metodologia mirata ad ottimizzare lo schema di campionamento a terra. A tale scopo, il processo di *upscaling* dalle misure in campo di LAI alla risoluzione spaziale dell'immagine Landsat (30m), è stato condotto in due stadi (fig.6.1).

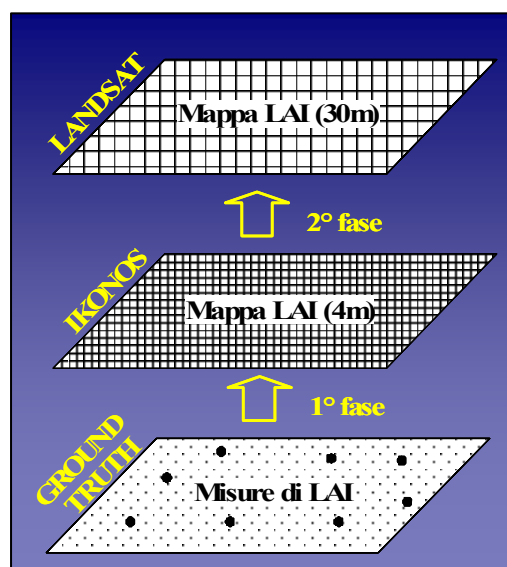


Figura 6.1 – Schema di *upscaling* dalle misure puntuali a terra di LAI alla risoluzione del sensore Landsat (30m).

E' stata cioè utilizzata una fase di calibrazione intermedia che si avvale di immagini Ikonos a risoluzione spaziale (4m) e radiometrica (11bit) maggiore, in grado di rilevare più accuratamente l'alta eterogeneità della vegetazione mediterranea. Il primo stadio è consistito nella implementazione di un modello regressivo per la derivazione di una mappa di LAI sulla base dei dati Ikonos, da utilizzare nel secondo stadio come "verità a terra" (*ground truth*) per la stima del LAI mediante dati Landsat. La risoluzione spaziale di Ikonos ha reso possibile far corrispondere le dimensioni del sito campionato (12x12m) per la misura a terra del LAI con quelle relative alle estrazioni dei valori di riflettanza eseguite sulle immagini multispettrali in corrispondenza di finestre di 3x3 *pixel*, le cui dimensioni sono state scelte per tener conto degli errori di localizzazione e georeferenziazione.

La seconda fase di upscaling ha riguardato la calibrazione del modello per la stima del LAI da dati Landsat avvalendosi della mappa prodotta nel primo stadio mediante Ikonos. A questo scopo, sulla base della classificazione della vegetazione precedentemente condotta (cfr cap.5) e con il supporto della conoscenza dell'area acquisita durante le campagne a terra, sono stati individuati 118 punti, scelti in modo da evitare situazioni di bordo e assicurando al contempo la distribuzione su tutta l'area di studio. In corrispondenza di queste coordinate dalle mappe prodotte nella prima fase sono stati estratti sia i dati radiometrici dalle immagini Landsat, sia i corrispondenti valori medi di LAI, su aree questa volta di 90x90m (corrispondenti a 3x3 pixel Landsat di 30m).

6.1 Campionamento del LAI

L'indice di area fogliare può essere misurato mediante diverse tecniche dirette ed indirette (Gower *et al.*, 1999; Bréda, 2003; Jonkheere *et al.*, 2004, per una revisione dei metodi).

Poiché le tecniche di tipo diretto richiedono numerosi e lunghi campionamenti, tali da non consentire un'adeguata sincronia tra dati misurati e dati telerilevati, in questo lavoro si è adottata una tecnica di tipo indiretto basata sulla misura della trasmittanza della luce attraverso la copertura vegetale (secondo la legge di Lambert e Beer) e la stima della *gap fraction*.

Tra la strumentazione commerciale disponibile che si basa su questo principio è stato scelto il LAI-2000 *Plant Canopy Analyzer* (LI-COR Inc., Nebraska), uno strumento versatile che non richiede la calibrazione e l'elaborazione dei dati acquisiti ma fornisce in tempo reale la stima del LAI, l'angolo di inclinazione delle foglie, l'errore medio e la frazione di cielo visibile dal sensore.

6.1.1 Il LAI-2000 *Plant Canopy Analyser*

Il LAI-2000 *Plant Canopy Analyzer* è costituito da una unità di controllo e da un sensore ottico ad essa collegato in grado di rilevare l'intensità della radiazione luminosa tramite cinque lenti emisferiche disposte in anelli concentrici, ovvero aventi cinque campi di vista con diverse ampiezze angolari (0° - 13° , 16° - 28° , 32° - 43° , 47° - 58° , 61° - 74°). Le cinque lenti acquisiscono contemporaneamente l'intensità della radiazione luminosa e la proiettano su altrettanti *detectors* (fig. 6.2) disposti anch'essi concentricamente (Welles & Norman, 1991). Il rapporto tra la radiazione trasmessa e la radiazione incidente, misurate rispettivamente sotto e sopra una copertura vegetale, consente di stimare la frazione *gap* del fogliame e, tramite una formula di inversione, di calcolare il LAI (Welles, 1990).

Alcune assunzioni sono alla base del calcolo del LAI mediante *Plant Canopy Analyzer* (LICOR, 1991):

- ❑ il fogliame è nero cioè assorbe tutta la radiazione che riceve. Si assume che le misure al di sotto della copertura vegetale non includano nessuna radiazione che sia stata riflessa o trasmessa dalle foglie, a tal fine un filtro ottico posto nel sensore rigetta la radiazione con lunghezza d'onda superiore ai 490 nm, nel range del blu infatti il fogliame riflette e trasmette in minima parte;
- ❑ il fogliame è distribuito casualmente all'interno della copertura vegetale la quale assume forme geometriche semplici;
- ❑ gli elementi del fogliame sono piccoli rispetto all'area sottesa da ogni lente, come regola generale si può considerare che la distanza dal sensore alla foglia più vicina che lo sovrasta sia di almeno quattro volte l'ampiezza della foglia.
- ❑ il fogliame è orientato casualmente rispetto all'azimut. Non ha importanza in che direzione siano inclinate le foglie perché si suppone che esse non siano orientate tutte alla stessa maniera;
- ❑ la luminosità del cielo è uniforme in tutte le direzioni.

Quanto più le condizioni reali si avvicinano a quelle ideali tanto più la stima del LAI sarà affidabile e significativa.

In alcuni studi (Deblonde *et al.*, 1994; Kucharik *et al.*, 1998; Gower *et al.*, 1999) è stato osservato che il *Plant Canopy Analyzer* tende a sottostimare sistematicamente il LAI specialmente in formazioni vegetali con $\text{LAI} > 5-6$ (Cutini *et al.*, 1998; Jonkheere *et al.*, 2004), ed in particolar modo in coperture eterogenee e discontinue (Chason *et al.*, 1991, Dufrêne *et al.*, 1995). Questo fenomeno è stato attribuito a diversi motivi: la saturazione della frazione *gap* oltre certi livelli di LAI (Gower *et al.*, 1999), la concentrazione prevalente delle foglie

negli strati superiori delle chiome (Bréda, 2003) che si traduce in una minore intercettazione della luce, le condizioni di illuminazione e gli effetti di bordo, particolarmente rilevanti in cenosi di piccole dimensioni (Nackaerts *et al.*, 2000).

Secondo alcuni autori è possibile ovviare a tale sottostima eliminando le misure acquisite mediante gli anelli più esterni (Bréda, 2003; Cutini *et al.*, 1998). Altri autori (Chen and Black, 1992a) hanno invece introdotto il concetto di “*effective LAI*”⁷ la cui definizione comprende un fattore di correzione che considera gli effetti dell’aggregazione delle foglie a vari livelli (chiome, rami, germogli, ecc.), causa della minore intercettazione della luce e quindi della sottostima del parametro derivato con misure indirette della frazione *gap*. Questo fattore di correzione deve essere individuato per ogni specie vegetale mediante diverse tecniche (Chen e Black, 1992b).

In questo lavoro è stata adottata la correzione secondo Cutini *et al.* (1998), basata sull’eliminazione delle letture dell’anello più esterno del sensore, in quanto non sono disponibili per le nostre specie vegetali i fattori di correzione per la stima dell’“*effective LAI*”. Per limitare, invece, gli effetti di bordo e delle condizioni di illuminazione particolarmente rilevanti ai margini delle aree campionate, si è fatto uso di una maschera (*view cap*) applicata sul sensore per ridurre il campo di vista a 90°, rivelatasi utile anche per schermare la sagoma dell’operatore (LI-COR, 1991).

Un altro svantaggio degli strumenti di misura indiretta del LAI, come quello che è stato usato in questo studio, è che in effetti essi misurano un Plant Area Index (PAI), invece di un Leaf Area Index, in quanto rilevano tutto il materiale vegetale (foglie, rami, tronchi) verde e non, che si trova al di sopra del suolo e che intercetta la radiazione.

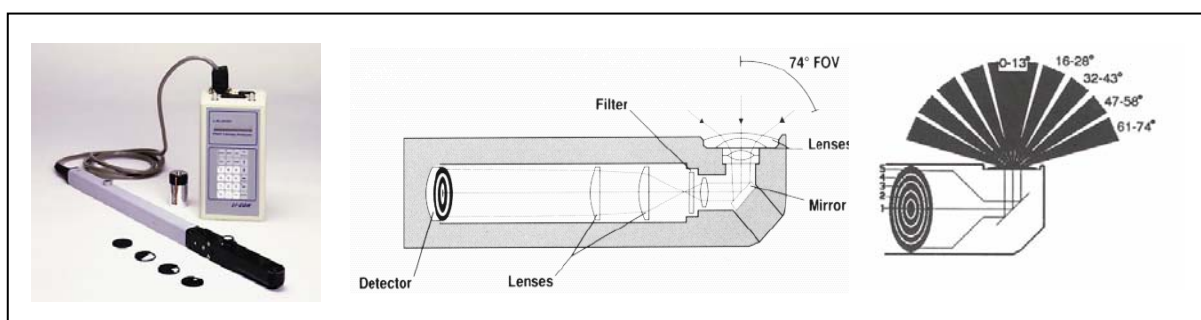


Figura 6.2 – Lo strumento utilizzato per la misura dell’indice di area fogliare: LI-COR LAI 2000 *Plant Canopy Analyzer*. Nelle figure a destra lo schema di acquisizione del suo sensore ottico (fonte: Li-Cor Inc.).

⁷ La definizione dell’ “*effective LAI*” è $Le = \text{Foliage Clumping Index} * LAI$, in cui il “*Foliage Clumping Index*” è il fattore che tiene conto della non casualità della distribuzione delle foglie (Chen and Black, 1992a).

Quindi, a meno che non si conosca il contributo di ogni singolo componente, uno strumento ottico misura il PAI piuttosto che il LAI (Chen e Cihlar, 1998).

Poiché in questo lavoro non è stato possibile applicare alcuna correzione in tal senso, si deve tener presente che quando si usa il termine LAI si fa riferimento in realtà al PAI.

6.1.2 Campagne di rilevamento del LAI

Il campionamento dell'indice di area fogliare è stato eseguito durante due campagne di rilevamento condotte nel 2004 e nel 2005 in corrispondenza del periodo di maggiore sviluppo della vegetazione, ovvero in tarda primavera - inizio estate.

Le misure sono state effettuate su tipologie di vegetazione ritenute più rappresentative e più stabili, di conseguenza sono state condotte sulle formazioni arbustive ed arboree presenti nelle due aree di studio.

I siti di campionamento (*plot*), di superficie pari a 12x12 metri corrispondenti a 3x3 *pixel* dell'immagine del sensore Ikonos, sono stati selezionati sulla base della loro omogeneità in termini di struttura e composizione in specie. Secondo questi criteri nel 2004 sono stati effettuati 55 rilievi e nel 2005 altri 56, spazialmente indipendenti dai primi.

Ad ogni *plot* individuato è stato assegnato un codice alfanumerico univoco e ne sono state registrate le coordinate geografiche con un ricevitore GPS portatile *Trimble Pathfinder* in modo da consentirne in seguito il corretto posizionamento sulle immagini satellitari. Inoltre è stata compilata una scheda contenente le informazioni relative ad ogni campionamento e la quota media, la pendenza e l'esposizione del versante nonché alcuni parametri specifici come l'altezza media dello strato arboreo ed arbustivo, la presenza di radure, la distanza dei *plot* dalle radure, ecc. .

In ogni sito sono state acquisite da 4 a 6 letture del parametro al di sotto della copertura vegetale, considerate rappresentative della superficie indagata e della variabilità del parametro al suo interno, mentre 1-2 misure di riferimento della radiazione incidente sono state acquisite nelle radure od in aree aperte nelle vicinanze dei siti oppure, quando possibile, al di sopra della copertura vegetale.

I rilievi di LAI sono stati condotti in condizioni di luce diffusa, per esempio in condizioni di cielo uniformemente coperto oppure con il sole basso sull'orizzonte, per evitare che la radiazione diretta, riflessa dalle foglie, introducesse pertanto una fonte di errore nella stima del parametro (LI-COR, 1991). È stata, inoltre, applicata una maschera con un'apertura di 90° con il duplice scopo di schermare la sagoma dell'operatore dal campo di vista del sensore e ridurre l'ampiezza dell'area sottesa per limitare gli effetti di bordo.

I dati di LAI così acquisiti sono stati processati tramite il software C2000 della LI-COR che permette di interpolare le letture di riferimento, escludere o selezionare determinati anelli oppure singole misure (quando ad esempio il valore di una misura effettuata al di sotto della copertura risulta inferiore al valore della radiazione incidente di riferimento), quindi ricalcolare a posteriori il dato (LI-COR, 1991). Per avere stime più attendibili del LAI è stata adottata la correzione basata sull'eliminazione delle letture riferite all'angolo più esterno del sensore ottico (Cutini *et al.*, 1998), riducendo in tal modo la sottostima dello strumento ed incrementando i valori di LAI in media del 12,5%.

Il campionamento del LAI effettuato tra il 2004 ed il 2005 ha prodotto un set totale di dati costituito complessivamente da 122 campioni ripartiti nei due anni e nelle diverse aree di studio (vd. Appendice A). Nelle analisi effettuate sui valori rilevati e sulle correlazioni con i dati spettrali sono stati eliminati i rilievi che, dopo essere stati sottoposti a correzione e ricalcolo dei dati per mezzo del software C2000, erano costituiti da un numero ridotto di misure (<3) o presentavano una deviazione standard piuttosto elevata (>50% del singolo valore di LAI), ottenendo un numero finale di osservazioni utili pari a 108 (55 nel 2004 e 53 nel 2005).

6.2 Pre-processing delle immagini satellitari

I dati satellitari acquisiti per la stima del LAI comprendono due immagini multispettrali ad alta risoluzione IKONOS *bundle* (immagini pancromatiche e multispettrali acquisite sincronicamente) e due a media risoluzione Landsat TM. Tali immagini sono relative al periodo primaverile-estivo degli anni 2004 e 2005, ed acquisite in sincronia, quando possibile, con le campagne a terra di misura del LAI.

Analogamente a quanto fatto per le immagini Ikonos (cfr. § 5.2.1), anche per le Landsat si è proceduto alla ortorettifica delle immagini pancromatiche prima e delle due multispettrali poi prendendo le prime come riferimento. L'accuratezza (RMSE) ottenuta nella co-registrazione delle diverse immagini è di circa 1 *pixel*.

Dopo aver provveduto a convertire i valori di *digital number* (DN) in radianza e poi in riflettanza al sensore, utilizzando coefficienti *gain* ed *offset* aggiornati per tener conto delle variazioni nella risposta del sensore (Hill, 1996), le immagini Ikonos corrette radiometricamente come descritto (§ 5.2.2) sono state utilizzate come riferimento, in termini di riflettanza al suolo, per la correzione atmosferica delle immagini Landsat TM.

In tabella 6.1 si riportano sinteticamente le caratteristiche dei dati satellitari utilizzati.

Tabella 6.1 - Immagini satellitari acquisite per la stima del LAI

Sensore	Banda	(μm)	Risoluzione spaziale (m)	Risoluzione radiometrica (bit)	Data
Ikonos	b1 - blue	0.45-0.52	4	11	02/08/2004
	b2 - green	0.51-0.60	“	“	
	b3 - red	0.63-0.70	“	“	
	b4 - NIR	0.76-0.85	“	“	22/06/2005
	pancromatica	0.45-0.90	1	“	
Landsat TM	b1 - blue	0.45-0.52	30	8	30/08/2004
	b2 - green	0.52-0.60	“	“	
	b3 - red	0.63-0.69	“	“	
	b4 - NIR	0.76-0.90	“	“	30/06/2005
	b5 - SWIR 1	1.55-1.75	“	“	
	b6 - thermal	10.40-12.50	“	“	
	b7 - SWIR 2	2.08-2.35	“	“	

NIR= banda dell'infrarosso vicino (Near infrared); SWIR= banda dell'infrarosso medio (Short-wave infrared).

6.3 Indici spettrali di vegetazione (VI)

Tra i vari indici spettrali sviluppati per applicazioni di telerilevamento (tab. 4.4 e §4.4.5) in questo studio sono stati utilizzati prevalentemente il *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI); il *Green Normalized Difference Vegetation Index* (GNDVI); il *Difference Vegetation Index* (DVI); il *Renormalized Difference Vegetation Index* (RDVI); il *Soil Adjusted Vegetation Index* (SAVI) e il *Global Environmental Monitoring Index* (GEMI).

L'NDVI (Rouse *et al.*, 1974), basato sulla differenza normalizzata delle bande di acquisizione nel rosso e nell'infrarosso vicino, è storicamente il più noto ed usato degli indici di vegetazione. Sebbene l'NDVI enfatizzi il contrasto tra suolo e vegetazione e minimizzi l'effetto delle condizioni di illuminazione, esso mostra comunque un'elevata sensibilità alla riflettanza del substrato risultando di difficile interpretazione in condizioni di basse coperture vegetali (Broge *et al.*, 2000). Il GNDVI (Gitelson *et al.*, 1996) è una modificazione dell'NDVI in cui la banda nel rosso è sostituita dalla banda spettrale nel verde. Il DVI (Richardson *et al.*, 1977) è semplicemente la differenza tra la banda dell'infrarosso vicino e la banda del rosso ed è risultato particolarmente utile a bassi valori di LAI (Broge *et al.*, 2000). L'RDVI (Roujean *et al.*, 1995) è un ibrido tra il DVI e l'NDVI, e si suppone che combini i vantaggi di entrambi alle basse ed alte coperture vegetali. Il SAVI, proposto da Huete (1988), è derivato anch'esso dall'NDVI. Per tenere in considerazione le proprietà ottiche del suolo esso introduce un fattore L che dipende dalla densità della vegetazione (L=1 per scarsa vegetazione, L=0.5 per densità intermedie, L=0.25 per vegetazione densa). Il GEMI (Pinty & Vestraete, 1991) è una combinazione non lineare di bande di riflettanza che è stata sviluppata per minimizzare l'influenza relativa degli effetti atmosferici, sebbene abbia lo svantaggio di

essere altamente sensibile all'interferenza del suolo alle basse coperture vegetali (Qi *et al.*, 1994).

Nel caso dei dati Landsat è stato inoltre utilizzato il *Normalized Difference Water Index* (NDWI) ed una sua variante (NDWI2) per sfruttare anche l'informazione spettrale fornita da questo tipo di immagini relativa alle bande di acquisizione nell'infrarosso medio. Il NDWI è infatti una modificazione dell'NDVI basata sulla differenza normalizzata tra le riflettanze alle lunghezze d'onda dell'infrarosso vicino (NIR) e medio (SWIR). La formulazione originaria è la seguente $NDWI = (\rho_{(0,86)} - \rho_{(1,24)}) / (\rho_{(0,86)} + \rho_{(1,24)})$, (Gao, 1996). Entrambe le lunghezze d'onda sono collocate nel plateau di elevata riflettanza che caratterizza la tipica firma spettrale della vegetazione. L'assorbimento dovuto al contenuto idrico fogliare è trascurabile alla lunghezza d'onda $\lambda = 0,86 \mu m$ mentre è debole per $\lambda = 1,24 \mu m$; l'elevata riflettanza della vegetazione in questa porzione dello spettro tuttavia esalta l'assorbimento dovuto al contenuto d'acqua. Ne deriva che l'NDWI è sensibile alle variazioni di contenuto d'acqua nella vegetazione a parità di copertura vegetale per unità di area (Maki *et al.*, 2004). Diverse applicazioni di questo indice hanno fatto uso delle bande disponibili sui sensori della famiglia Landsat (per esempio in Anderson *et al.*, 2004 e in Jackson *et al.*, 2004). In questo studio, in particolare, il NDWI è stato calcolato a partire dai valori di riflettanza relativi alle bande Landsat NIR (b4) e SWIR1 (b5) secondo la formula $NDWI = (\rho_{(NIR)} - \rho_{(SWIR1)}) / (\rho_{(NIR)} + \rho_{(SWIR1)})$ e la sua variante con la banda SWIR2 (b7).

6.3.1 Saturazione degli indici

In molti studi e recensioni sulla stima di parametri biofisici (Anderson *et al.*, 2004; Asner *et al.*, 2003; Broge *et al.*, 2000; Boresjö Bronge, 2004; Carlson e Ripley, 1997; Chen *et al.*, 2002; Haboudane *et al.*, 2004; Gower *et al.*, 1999 ad esempio) viene messo in evidenza un limite nell'uso degli indici spettrali dovuto alla saturazione che si manifesta oltre un certo livello di copertura vegetale e che determina una diminuzione nell'incremento della risposta spettrale in corrispondenza di un aumento della quantità di biomassa verde.

Infatti, al crescere del LAI la riflettanza nel rosso decresce, dato che la luce è assorbita da un numero maggiore di pigmenti fogliari, mentre la risposta nell'infrarosso vicino aumenta a causa del maggiore numero di strati fogliari le cui strutture cellulari riflettono la radiazione alle lunghezze d'onda dell'infrarosso (Gong *et al.*, 2003).

Quel che si verifica, ad esempio per l'NDVI, è che l'indice cresce linearmente al crescere del LAI per poi approssimare un andamento asintotico nel quale ad aumenti anche rilevanti di LAI corrispondono piccoli incrementi di NDVI. Come riepilogato in Carlson e Ripley (1997)

e in Borešjő Bronge (2004), la soglia oltre la quale l'indice diventa poco sensibile al LAI varia a seconda della specie vegetale, del suo stato e dell'età e dipende dal tipo di indice e dalle condizioni sperimentali. Solitamente tale soglia viene individuata tra 2 e 6 ma può verificarsi anche per valori superiori o non essere individuata del tutto.

Per tener conto di questo effetto si può far uso di una funzione esponenziale per la correlazione tra LAI e VI (Anderson *et al.*, 2004; Haboudane *et al.*, 2004). In questa tesi si è utilizzata una trasformazione mediante logaritmo naturale per esprimere il LAI in funzione dell'indice di vegetazione o delle singole bande spettrali e considerare quindi l'effetto della saturazione.

Tutti gli indici, le cui formule sono riepilogate nella tabella 6.2, sono stati calcolati a partire dai valori di riflettanza al suolo delle relative bande, per il parametro L del SAVI è stato adottato il valore intermedio di 0.5.

Tabella 6.2 – Indici spettrali di vegetazione esaminati per la stima del LAI

Acronimo	Equazione	Note
NDVI	$(\text{NIR}-\text{R})/(\text{NIR}+\text{R})$	NIR: banda nell'infrarosso; R: banda nel rosso
GNDVI	$(\text{NIR}-\text{G})/(\text{NIR}+\text{G})$	G: banda di acquisizione nel verde
DVI	$\text{NIR}-\text{R}$	
RDVI	$\sqrt{(\text{NDVI} \times \text{DVI})}$	
SAVI	$(\text{NIR}-\text{R})(1+\text{L})/(\text{NIR} \times \text{R} \times \text{L})$	L = fattore di correzione della luminosità del background
GEMI	$\eta * (1 - \eta/4) - [(R - 0.125)/(1 - R)]$	$\eta = [2 * (\text{NIR}^2 - \text{R}^2) + 1.5 * \text{NIR} + 0.5 * \text{R}] / (\text{NIR} + \text{R} + 0.5)$
NDWI	$(\text{NIR}-\text{SWIR1})/(\text{NIR}+\text{SWIR1})$	SWIR: infrarosso medio (<i>short wave infrared</i>)
NDWI2	$(\text{NIR}-\text{SWIR2})/(\text{NIR}+\text{SWIR2})$	

6.4 Analisi statistiche

Per scomporre e valutare l'incidenza dei diversi possibili fattori di variazione sul LAI misurato e sulla relazione tra LAI e dati spettrali, è stata effettuata l'analisi della covarianza (Sokal e Rohlf, 1995) introducendo come variabili indipendenti un indice spettrale, l'anno di osservazione e la tipologia di vegetazione, nonché tutte le loro possibili interazioni. Le eventuali interazioni non significative sono state rimosse e il modello ricalcolato.

Queste analisi consentono di evidenziare sia l'esistenza di una relazione fra indici di vegetazione e LAI, sia di testare se questa relazione differisca a seconda dell'anno di osservazione (interazione fra indice e anno di osservazione) o della tipologia di vegetazione (interazione fra indice e tipologia di vegetazione).

Poiché è risultata evidente una interazione significativa fra NDVI e anno di osservazione (§6.7) sono state condotte in primo luogo regressioni lineari semplici (correlazioni di Pearson) fra indici di vegetazione (tutti quelli esaminati) e LAI, analizzando separatamente i dati dei

due anni. Dall'analisi del LAI misurato (§6.6) e delle sue relazioni con i dati spettrali (§6.7) si è evidenziata anche una possibile dipendenza dalla tipologia di vegetazione. È stato quindi verificato se fosse possibile migliorare la capacità predittiva del LAI dei vari modelli lineari basati su indici di vegetazione, distinguendo tra tipologie di vegetazione e anno di osservazione. Queste ulteriori elaborazioni sono state condotte solamente sull'indice che nel modello generale ha presentato un coefficiente di determinazione maggiore.

Poiché lo scopo principale era quello di trovare una relazione più generica possibile da poter estrapolare a diversi contesti e tipologie di vegetazione e gli indici di vegetazione non hanno mostrato risultati soddisfacenti nello sviluppo di modelli generali, è stato analizzato anche un modello che fa uso contemporaneamente di tutte le bande spettrali disponibili e del coseno dell'angolo di illuminazione del sole.

Il coseno dell'angolo di illuminazione è stato introdotto come fattore di normalizzazione per tener conto della variabilità delle condizioni associate ad ogni punto della scena in funzione degli effetti orografici (pendenza ed esposizione), ed è definito come

$$\cos(i) = \cos(90 - se) * \cos(p) + \sin(90 - se) * \sin(p) * \cos(sa - e)$$

dove se =angolo di elevazione del sole; p =pendenza del terreno; sa =azimuth del sole; e =esposizione (Liang, 2003). Il $\cos(i)$ utilizzato nelle regressioni basate sui dati Ikonos è stato ottenuto a partire da un DEM con passo di 4 m (ovvero della stessa risoluzione della immagine Ikonos), derivato a partire dalle curve di livello presenti sulla Cartografia Tecnica Regionale (CTR). Nelle regressioni con i dati Landsat si è utilizzato invece il $\cos(i)$ derivato dal DEM a 30 m.

Tutte le elaborazioni fin qui descritte sono state condotte sia utilizzando il LAI misurato sia la trasformazione logaritmica del LAI allo scopo di considerare ed eventualmente ridurre l'effetto di saturazione, ampiamente riportato in letteratura e precedentemente descritto, proponendo di volta in volta entrambi i risultati o soltanto quelli più significativi.

La capacità predittiva e la stabilità dei modelli finali è stata valutata mediante una procedura definita *cross-validation* (Michaelsen, 1987). Questa tecnica si basa sull'esclusione a turno di ogni elemento che costituisce il dataset (con n osservazioni) dal calcolo del modello regressivo che viene quindi effettuato utilizzando i valori restanti ($n-1$ osservazioni). Tale operazione viene ripetuta un numero di volte pari alla dimensione del dataset ottenendo altrettante relazioni. Ogni relazione trovata è utilizzata per stimare il valore dell'elemento escluso dal processo che l'ha generata. Gli n valori così stimati sono utilizzati per valutare l'accuratezza del modello mediante una correlazione lineare con i valori misurati, mentre il calcolo del coefficiente di variazione associato alle diverse variabili della regressione è

utilizzato per valutare la stabilità del modello. La *cross-validation* consente di evitare di dividere il set di dati in due parti, una deputata alla calibrazione e l'altra alla validazione del modello predittivo.

6.5 Analisi del LAI misurato

Il LAI medio misurato nei due anni di osservazione è risultato pari a 4.36 con una deviazione standard di 1.63 nel 2004 e a 4.69 con una deviazione standard di 1.25 nel 2005 come riepilogato in tabella 6.3. I valori più alti sono stati misurati nella lecceta e nella macchia nel primo anno e nei boschi igrofilo e caducifoglio nel secondo anno.

Le differenze testate sull'intero dataset tra i due anni non sono risultate significative (ANOVA: $F=1.56$, $df=1/100$, ns) mentre il LAI è risultato differire significativamente a seconda del tipo di vegetazione ($F=11.63$, $df=3/100$, $P<0.0001$), (fig. 6.3). Allo stesso tempo l'interazione fra anno e tipo di vegetazione è risultata poco al disopra della soglia di significatività⁸ ($F=2.60$, $df=2/100$, $P=0.0562$).

Quando l'analisi sull'effetto del tipo di vegetazione è stata ripetuta dividendo i dati dei due anni di osservazioni la differenza fra le varie formazioni è risultata significativa sia nel 2004 ($F=8.30$, $df=3/51$, $P<0.0001$) che nel 2005 ($F=5.24$, $df=3/49$, $P=0.0032$).

Tabella 6.3 – LAI medio, deviazione standard, valori minimi e massimi misurati mediante LI-COR LAI PCA nelle diverse tipologie di vegetazione e nei due anni di osservazione.

Vegetazione	LAI 2004					LAI 2005				
	N	Mean	SD	Min	Max	N	Mean	SD	Min	Max
Bosco igrofilo	14	4.29	1.02	2.57	6.20	12	5.41	1.24	3.17	7.37
Lecceta	11	5.98	0.93	4.72	7.71	7	4.97	1.07	3.38	6.98
Macchia	14	4.35	1.70	1.19	7.10	17	4.74	0.93	3.73	7.09
Bosco caducifoglio	16	3.30	1.56	0.84	5.44	17	3.87	1.23	1.73	7.14
Totale	55	4.36	1.63	0.84	7.71	53	4.69	1.25	1.73	7.37

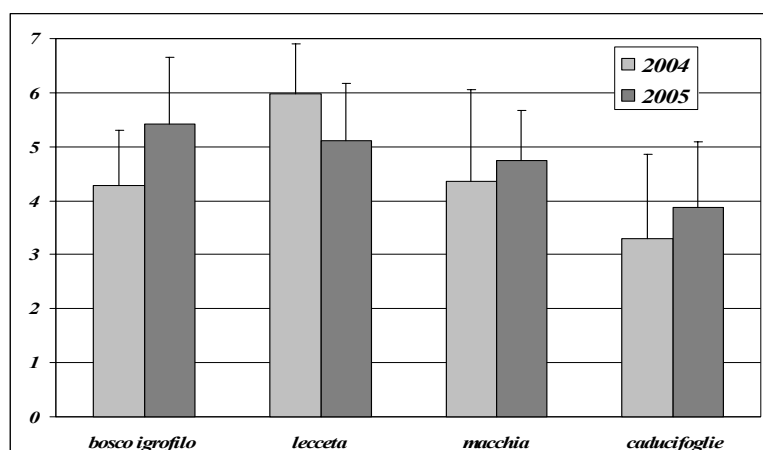


Figura 6.3 – LAI medio misurato mediante LI-COR LAI PCA nei diversi tipi di vegetazione durante i due anni di osservazione.

⁸ $P \leq 0.05$

6.6 Relazioni fra LAI e dati satellitari Ikonos

Nel primo stadio del processo di *upscaling* sono state valutate le relazioni fra i dati di LAI misurati a terra e i dati telerilevati dal satellite ad alta risoluzione Ikonos. Per considerare l'effetto della saturazione le regressioni sono state ripetute utilizzando la trasformazione mediante logaritmo naturale del LAI.

E' stata inizialmente condotta un'analisi della covarianza sul dato LAI inserendo come fattori principali l'indice NDVI, il tipo di vegetazione e l'anno di osservazione, e aggiungendo tutte le loro possibili interazioni. Poiché alcune delle interazioni sono risultate non significative il modello è stato ridotto ed ha rivelato effetti significativi per l'NDVI ($F=66.77$, $df=1/101$, $P<0.0001$), l'anno ($F=19.15$, $df=1/101$, $P<0.0001$) e la vegetazione ($F=14.58$, $df=3/101$, $P<0.0001$). Inoltre, l'esistenza di una interazione significativa tra NDVI ed anno suggerisce che la relazione tra l'indice spettrale ed il LAI non sia costante nei due anni di osservazione ($F=20.49$, $df=1/101$, $P<0.001$).

L'analisi della covarianza è stata ripetuta utilizzando la trasformazione logaritmica del LAI. In questo caso tutte le interazioni sono risultate significative: il modello ha rivelato effetti molto significativi per l'NDVI ($F=47.51$, $df=1/92$, $P<0.0001$), e significativi per il tipo di vegetazione ($F=4.67$, $df=3/92$, $P=0.0044$) e l'anno di osservazione ($F=5.97$, $df=1/92$, $P=0.0164$). L'esistenza di una interazione significativa anche fra NDVI ed anno di osservazione ($F=7.54$, $df=1/92$, $P=0.0072$) evidenzia, anche in questo caso, che la relazione fra l'indice ed il LAI non è la stessa nei due anni e poiché esiste un'ulteriore interazione significativa tra i fattori anno e vegetazione ($F=2.97$, $df=3/92$, $P=0.0361$) ed NDVI e vegetazione ($F=4.01$, $df=3/92$, $P=0.0099$), nonché tra tutti e tre i fattori considerati contemporaneamente ($F=2.70$, $df=3/92$, $P=0.0502$), si può supporre che tale relazione vari anche secondo il tipo di vegetazione considerato e per lo stesso tipo di vegetazione da un anno all'altro, come evidenziato nelle analisi successive.

6.6.1 Regressioni lineari semplici fra LAI e Indici di Vegetazione per anno

Come predetto dall'analisi della covarianza, se si effettuano regressioni lineari separate fra l'indice NDVI ed il LAI nei due anni di osservazione si ottengono risultati molto diversi.

Nel 2004 la relazione fra le due variabili risulta molto stretta ($R^2=0.534$, $RMSE= 1.121$, $N=55$, $P<0.0001$), mentre nel 2005 è sostanzialmente assente ($R^2=0.041$, $RMSE= 1.235$, $N=53$, NS), come mostrano i grafici riportati (fig. 6.4).

Se si utilizza la trasformazione mediante logaritmo naturale del LAI i risultati non differiscono molto: anche in questo caso si ottiene una relazione molto forte e significativa nel

2004 ($R^2=0.604$, RMSE= 0.0343, N=55, $P<0.0001$) ed assente nel 2005 ($R^2=0.029$, RMSE= 0.286, N=53, NS), come rilevabile anche dai grafici riportati (fig. 6.5).

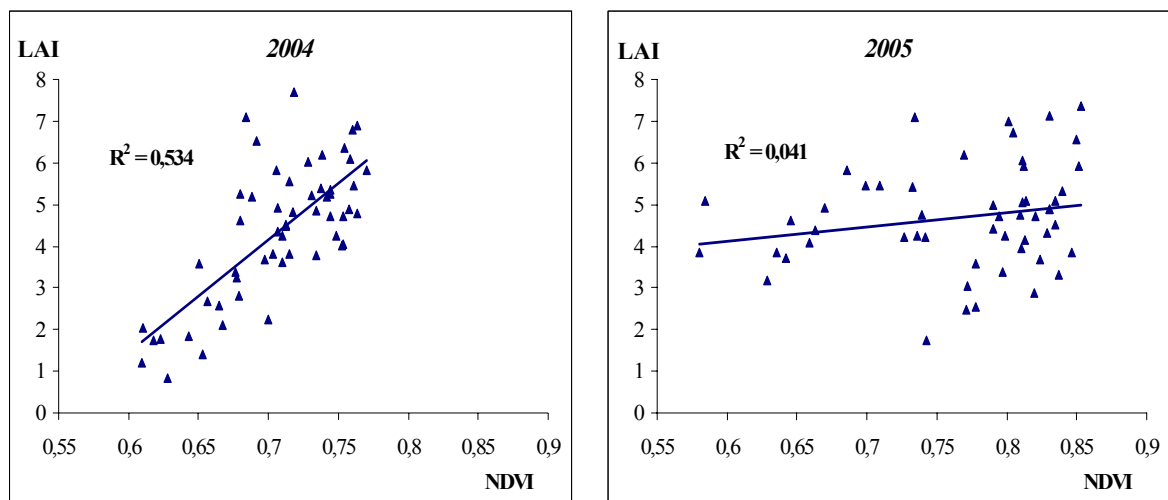


Figura 6.4 – Relazione fra LAI misurato ed NDVI derivato da dati Ikonos nei due anni di osservazione.

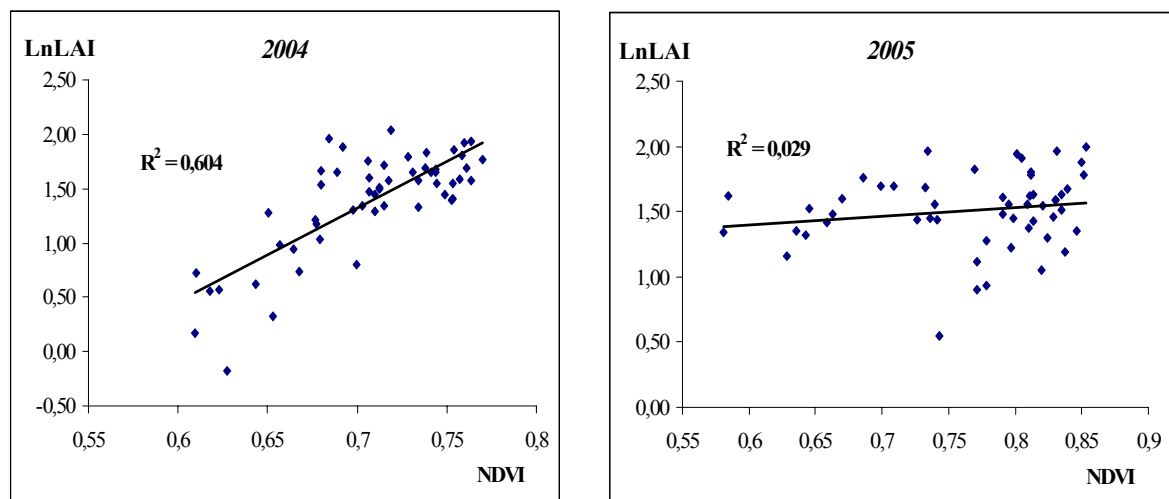


Figura 6.5 – Relazione fra LnLAI e NDVI derivato da dati Ikonos nei due anni di osservazione.

Quando le stesse analisi sono state ripetute utilizzando altri indici di vegetazione derivati dai dati Ikonos i risultati ottenuti sono stati simili. Nel complesso però, gli altri indici spettrali hanno dato risultati meno interessanti dell'NDVI, confermando comunque la differenza esistente fra i due anni di osservazione.

I risultati di tali analisi sono riassunti nella tabella 6.4.

L'uso della trasformazione logaritmica del LAI sembra apportare un discreto miglioramento nelle performance degli indici, in particolar modo per il set di dati del 2004 indicando che nella relazione diretta la sensibilità degli indici decresce al crescere dei valori di LAI.

Tabella 6.4 – Risultati delle correlazioni statistiche effettuate con diversi indici di vegetazione derivati da Ikonos nei due anni di osservazione.

INDICE	Variabile dipendente	2004 (N=55)			2005 (N=53)		
		R ²	RMSE	P	R ²	RMSE	P
NDVI	LAI	0.534	1.12	<0.0001	0.041	1.234	0.1452
	LnLAI	0.604	0.304	<0.0001	0.029	0.286	0.2191
GNDVI	LAI	0.320	1.353	<0.0001	0.011	1.254	0.4566
	LnLAI	0.329	0.397	<0.0001	0.004	0.290	0.6504
DVI	LAI	0.141	1.521	0.0047	0.014	1.252	0.4011
	LnLAI	0.150	0.446	0.0034	0.019	0.288	0.3246
RDVI	LAI	0.288	1.385	<0.0001	0.000	1.260	0.9238
	LnLAI	0.316	0.400	<0.0001	0.001	0.290	0.7891
RVI	LAI	0.487	1.176	<0.0001	0.058	1.223	0.0805
	LnLAI	0.533	0.331	<0.0001	0.047	0.284	0.1181
SAVI	LAI	0.251	1.421	<0.0001	0.002	1.260	0.7551
	LnLAI	0.272	0.413	<0.0001	0.004	0.290	0.6381
GEMI	LAI	0.131	1.530	0.0066	0.0017	1.249	0.3498
	LnLAI	0.138	0.450	0.0053	0.022	0.287	0.2860

6.6.2 Regressioni lineari semplici fra LAI e Indici di Vegetazione per tipologia di vegetazione

Un'ulteriore indagine finalizzata ad evidenziare il diverso comportamento delle tipologie di vegetazione nella correlazione tra NDVI e LAI è stata eseguita dividendo il numero di dati per vegetazione ed anno di osservazione (tab. 6.5).

Queste correlazioni, sebbene effettuate su un numero ridotto di misure, mostrano come le relazioni tra dati radiometrici e LAI varino per le diverse tipologie di vegetazione ed all'interno delle tipologie di vegetazione nei diversi anni di osservazione.

Tabella 6.5 – Parametri statistici della correlazione tra NDVI e LAI nelle diverse tipologie di vegetazione.

VEGETAZIONE	Variabile dipendente	2004				2005			
		N	R ²	RMSE	P	N	R ²	RMSE	P
B. caducifoglio	LAI	16	0.753	0.800	<0.0001	17	0.390	0.999	0.0073
	LnLAI	16	0.722	0.311	<0.0001	17	0.489	0.243	0.0018
Bosco igrofilo	LAI	14	0.565	0.700	0.0019	12	0.565	0.859	0.0048
	LnLAI	14	0.638	0.158	0.0006	12	0.643	0.155	0.0017
Lecceta	LAI	11	0.015	0.972	ns	7	0.000	1.172	ns
	LnLAI	11	0.028	0.161	ns	7	0.004	0.230	ns
Macchia	LAI	14	0.465	1.294	0.0072	17	0.259	0.824	0.037
	LnLAI	14	0.613	0.315	0.0009	17	0.265	0.162	0.0345

ns : non significativo (P>0.05)

In questa analisi la trasformazione logaritmica del LAI apporta nella quasi totalità dei casi dei miglioramenti alla performance dei modelli. In particolare, da questi risultati emerge il comportamento della lecceta che, al contrario delle altre formazioni vegetali, non presenta correlazioni con un livello di significatività accettabile in nessuno degli anni di osservazione. Sebbene il numero di osservazioni non consenta di effettuare delle ipotesi ragionevoli sulla relazione tra LAI ed NDVI, è da tener presente che i valori di LAI misurato per questa formazione presentano un range molto ristretto, in funzione del fatto che si tratta di una formazione matura e molto omogenea con una copertura vegetale decisamente elevata, e che pertanto non siano rilevabili dall'indice spettrale costituendo un limite per questa applicazione.

6.6.3 Regressioni lineari multiple fra LAI e bande spettrali Ikonos

Dalle analisi fin qui condotte risulta evidente che non è possibile arrivare alla definizione di un unico modello predittivo del LAI sulla base dei dati Ikonos che abbia validità attraverso diversi anni, in quanto, in uno dei due anni di osservazione è essenzialmente impossibile stimare il LAI mediante indici spettrali come l'NDVI.

Si riscontra, inoltre, l'esistenza di un diverso comportamento nella relazione tra LAI ed NDVI per le varie tipologie di vegetazione. Sulla base di questi risultati appare chiaro che, al fine di poter estendere a territori vasti ed eterogenei la stima di un qualunque parametro biofisico, bisognerebbe individuare una relazione empirica *ad hoc* per ogni singola tipologia di vegetazione presente e utilizzare quindi diverse relazioni per produrre mappe di LAI in formazioni vegetali differenti.

In realtà, lo scopo di questo lavoro è quello di trovare una relazione che possa essere generalizzata a diversi contesti e su territori estesi e che descriva adeguatamente la variabilità del parametro per poter derivare mappe con un buon livello di affidabilità in modo da poter essere utilizzate come “verità a terra” per la calibrazione di modelli derivati da dati satellitari a risoluzione inferiore.

Poiché gli indici di vegetazione non hanno mostrato risultati soddisfacenti nello sviluppo di modelli generali è stato analizzato un modello che fa uso di tutte le bande spettrali disponibili ed introduce il coseno dell'angolo di illuminazione per considerare gli effetti della pendenza e dell'esposizione.

Il modello testato ha in effetti fornito risultati migliori rispetto alla semplice correlazione lineare tra indici e LAI, ed anche in questo caso si è mostrato vantaggioso l'utilizzo della

trasformazione logaritmica del LAI rispetto al LAI tal quale⁹.

Questi risultati mostrano come sia possibile costruire un modello predittivo del LAI sulla base dei dati satellitari Ikonos, ma evidenziano comunque come il grado di affidabilità di questi modelli sia estremamente diverso per i due anni di osservazione. Mentre infatti nel 2004 il modello ha un coefficiente di determinazione decisamente alto ($R^2=0.786$, $N=55$, $RMSE=0.222$, $P<0.0001$), nel 2005 questo valore si abbassa, pur rimanendo statisticamente significativo ($R^2=0.431$, $N=53$, $RMSE=0.217$, $P<0.0001$). I risultati delle due regressioni multiple sono riportati nella tabella 6.6.

Tabella 6.6 – Risultati delle regressioni multiple effettuate tra le bande Ikonos ed il cos(i) e il LnLAI misurato nei due anni di osservazione.

FATTORE	2004 (N=55)			2005 (N=53)		
	Coefficiente	t ratio	P	Coefficiente	t ratio	P
banda 1	-40.83	-4.03	<0.001	-2.74	-0.29	ns
banda 2	43.15	2.88	<0.05	24.51	2.17	<0.05
banda 3	-74.32	-8.40	<0.001	-31.47	-3.79	<0.001
banda 4	2.03	1.65	ns	-2.05	-2.44	<0.05
cos (i)	2.15	4.45	<0.001	1.54	3.54	<0.001
intercetta	1.77	-3.38	<0.05	1.06	2.27	<0.05

ns : non significativo ($p>0.05$)

È stato quindi applicato il metodo della *cross-validation* (§6.5) per ricavare i valori di LAI stimato con i quali valutare la performance dei modelli ed effettuare lo scatterplot tra LAI misurato e LAI stimato per entrambi gli anni (fig.6.6).

Il coefficiente di correlazione tra LAI misurato e LAI stimato nel 2004 risulta 0.65 con un RMSE pari a 0.87, mentre nel 2005 è 0.33, significativamente più basso, con un RMSE di 0.76.

Il coefficiente di variazione dei parametri è generalmente inferiore all'8% tranne per il coefficiente della banda 1 nel 2005 che è nettamente superiore indicando come il modello sviluppato per quest'anno sia piuttosto instabile (tab.6.7).

Analizzando inoltre i grafici (fig. 6.6) si evidenzia che il modello del 2004 sovrastima per valori di LAI osservati inferiori a circa 4 e sovrastima per valori maggiori, nel 2005 si verifica lo stesso andamento per valori di LAI osservati inferiori e superiori a circa 4.5.

⁹ Nella regressione multipla in cui non si usa la trasformazione logaritmica del LAI si ottengono coefficienti di correlazione inferiori (2004: $R^2=0.686$, $RMSE=0.91$, $N=55$, $P<0.0001$; 2005: $R^2=0.402$, $RMSE=0.965$, $N=53$, $P<0.0001$).

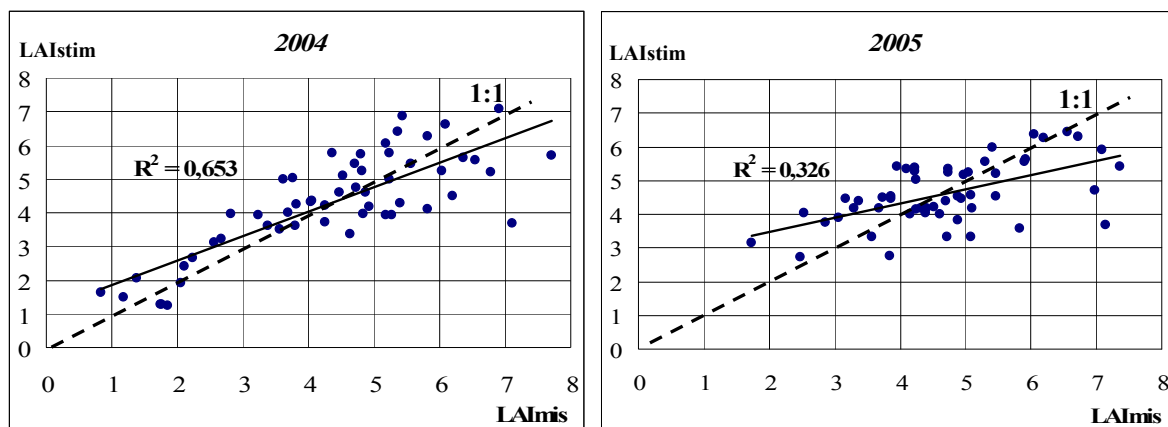


Figura 6.6 – Relazione tra LAI misurato e LAI stimato per il 2004 ($y=0.73x+1.11$, $R^2=0.653$, $RMSE=0.873$, $N=55$, $P<0.0001$) ed il 2005 ($y=0.42x+2.62$, $R^2=0.326$, $RMSE=0.765$, $N=53$, $P<0.0001$) e confronto con la retta di identità $y=x$ (tratteggiata).

Tabella 6.7 – Coefficiente di variazione (%) dei coefficienti associati alle variabili utilizzate nei modelli regressivi multipli a 4 bande.

Modello	b1	b2	b3	b4	cos (i)	Intercetta
2004	-3.82	6.03	-2.28	7.50	2.87	4.01
2005	-47.09	8.91	-5.18	-6.39	5.22	7.85

I modelli sviluppati per i due anni di osservazioni sono stati quindi invertiti per produrre le mappe di LAI (fig. 6.7 e fig. 6.8), mediante le seguenti relazioni:

$LAI_{04} = \exp (-40.83*b1+43.15*b2-74.32*b3+2.03*b4+2.15*\cos(i)+1.77)$ per il 2004 e

$LAI_{05} = \exp (-2.74*b1+24.51*b2 -31.47*b3-2.05*b4+1.54*\cos(i)+1.06)$ per il 2005.

Le mappe prodotte sono state poi utilizzate come "verità a terra" nel secondo stadio del processo di *upscaling*, cioè nella definizione di un modello di stima del LAI sulla base dei dati a media risoluzione derivati dalle immagini Landsat.

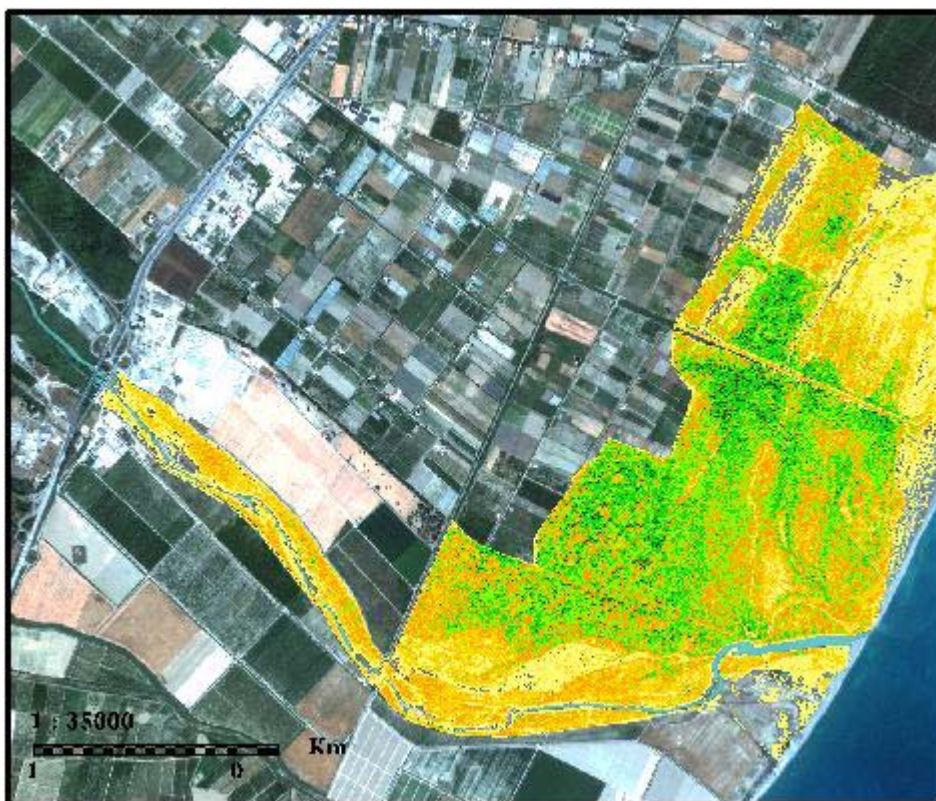


Figura 6.7 – Pantano Sottano: mappe di LAI derivate da IKONOS per il 2004 (in alto) e 2005 (in basso) sovrapposte ad immagine Ikonos (RGB 3:2:1).

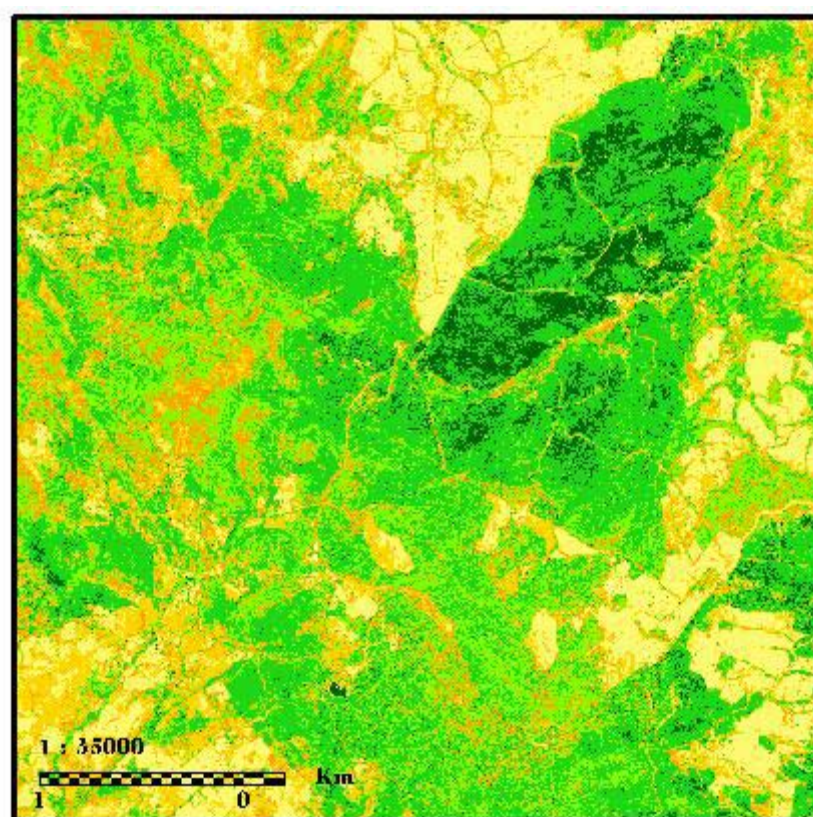
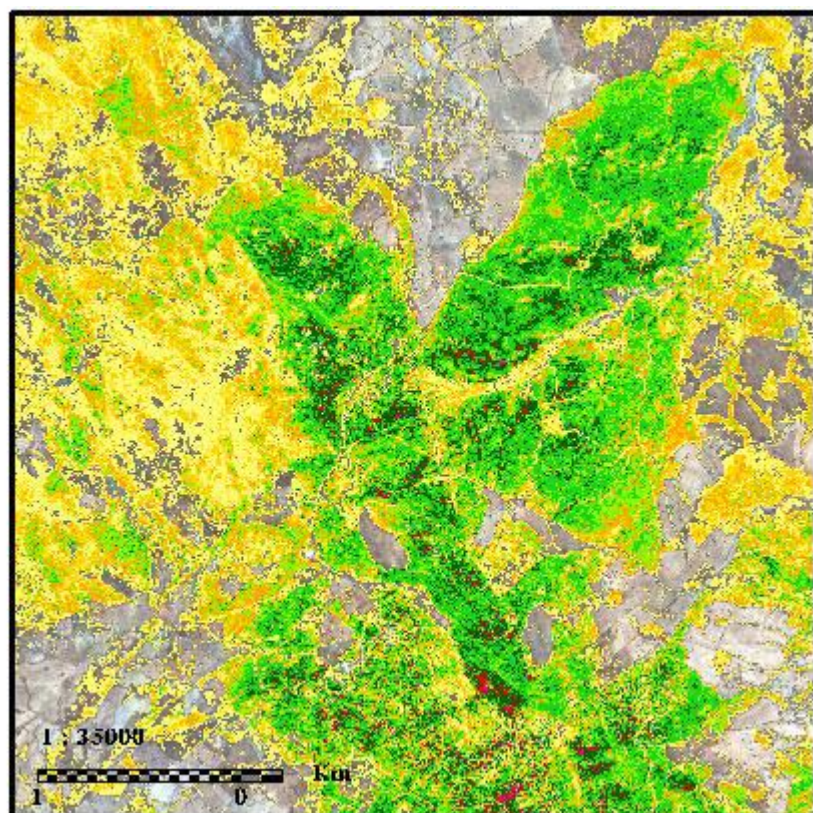


Figura 6.8 - Monte Coppolo: mappa di LAI derivata da IKONOS nel 2004 (in alto) e nel 2005 (in basso).

6.7 Relazioni fra LAI e dati satellitari Landsat

In questa seconda fase del lavoro le mappe di LAI prodotte estrapolando le relazioni precedentemente trovate mediante dati Ikonos hanno quindi costituito la “verità a terra” per l’implementazione di un modello di stima del parametro basato su immagini Landsat.

Sono stati testati anche in questo caso sia gli indici di vegetazione che le singole bande spettrali dei dati Landsat ed il coseno dell’angolo di illuminazione al fine di sviluppare il modello con la miglior capacità predittiva del LAI. In questa seconda parte si riportano, per semplicità di esposizione, solamente le elaborazioni condotte utilizzando la trasformazione logaritmica del valore di LAI, poichè anche questa volta queste mostrano le correlazioni più alte (dati non riportati), nel seguito quindi si farà riferimento al LAI intendendo il logaritmo naturale del suo valore.

L’analisi della covarianza sul dato LAI è stata effettuata inserendo come fattori principali l’NDVI, il tipo di vegetazione e l’anno di osservazione, e aggiungendo tutte le loro possibili interazioni.

Quest’analisi ha rivelato effetti significativi per l’NDVI ($F=145.88$, $df=1/223$, $P<0.0001$), il tipo di vegetazione ($F=8.76$, $df=3/223$, $P<0.0001$) e l’anno di osservazione ($F=289.54$, $df=1/223$, $P<0.0001$). Si è verificata anche in questo caso l’esistenza di una interazione significativa fra NDVI e anno di osservazione ($F=263.81$, $df=1/223$, $P<0.0001$), che evidenzia ancora una volta come la relazione fra dati spettrali e LAI non sia la stessa nei due anni, un’interazione significativa è stata trovata anche fra NDVI e vegetazione ($F=10.42$, $df=3/223$, $P<0.0001$) e fra i tre fattori considerati contemporaneamente ($F=9.95$, $df=3/223$, $P<0.0001$).

In questa seconda fase sono stati analizzati soltanto modelli generali per anno di osservazione tralasciando gli aspetti relativi alle singole formazioni vegetali in quanto le mappe (Ikonos) da cui sono stati derivati i valori di LAI per le correlazioni sono state a loro volta prodotte mediante modelli generalizzati cioè non sviluppati appositamente per ogni tipologia di vegetazione.

6.7.1 Regressioni lineari semplici fra LAI e Indici di Vegetazione per anno

In questa seconda fase del lavoro sono stati testati i vari indici di vegetazione precedentemente analizzati ed in aggiunta sono stati utilizzati anche due indici che sfruttano le bande 5 e 7 delle immagini Landsat. I risultati di queste analisi sono riepilogati in tabella 6.8.

Le regressioni lineari effettuate separatamente nei due anni di osservazione danno risultati molto diversi per la maggior parte degli indici, l’NDVI ad esempio mostra un andamento

completamente contrastante (fig. 6.9a): nel 2004 la relazione fra LnLAI ed NDVI risulta stretta e positiva ($R^2=0.66$, RMSE=0.176, N=118, $P<0.0001$), mentre nel 2005 è addirittura negativa ($R^2=0.175$, RMSE=0.135, N=118, $P<0.0001$).

Tabella 6.8- Risultati delle correlazioni statistiche effettuate con diversi indici di vegetazione derivati da Landsat, nei due anni di osservazione.

INDICE	2004 (N=118)			2005 (N=118)		
	R^2	RMSE	P	R^2	RMSE	P
NDVI	0.660	0.176	<0.0001	0.175	0.135	<0.0001
GNDVI	0.571	0.198	<0.0001	0.243	0.130	<0.0001
DVI	0.178	0.274	<0.0001	0.262	0.128	<0.0001
RDVI	0.350	0.244	<0.0001	0.252	0.129	<0.0001
RVI	0.559	0.201	<0.0001	0.257	0.129	<0.0001
SAVI	0.288	0.255	<0.0001	0.255	0.129	<0.0001
GEMI	0.155	0.278	<0.0001	0.258	0.128	<0.0001
NDWI	0.1	0.287	0.0005	0.145	0.138	<0.0001
NDWI2	0.318	0.245	<0.0001	0.013	0.148	ns

Ns : non significativo ($P>0.05$).

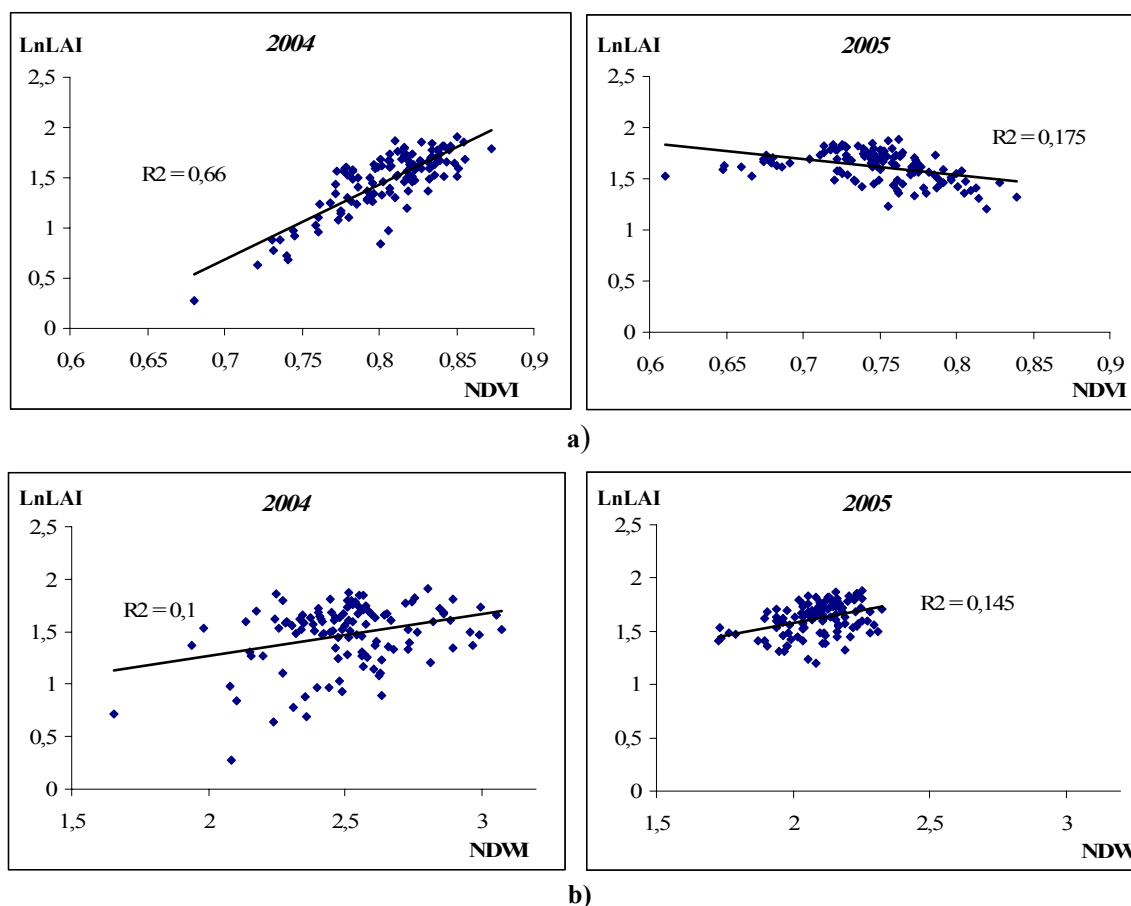


Figura 6.9 – Relazione tra il LAI stimato tramite dati Ikonos e l'NDVI (a) o l'NDWI (b) derivati da dati Landsat nei due anni di osservazione.

La maggior parte degli indici segue lo stesso trend dell'NDVI sebbene nel 2005 presentino quasi tutti un coefficiente di determinazione superiore a quello dell'NDVI. L'unico indice ad essere positivamente correlato con il LAI nel 2005 è il NDWI ma con un coefficiente r^2 inferiore rispetto all'NDVI (fig 6.9b) coerentemente con la scarsa dispersione dei valori. Il NDWI2 è invece l'unico indice a non raggiungere la significatività statistica nel secondo anno di osservazione.

6.7.2 Regressioni lineari multiple fra LAI e bande spettrali Landsat

È stata anche in questo caso applicata, separatamente nei due anni di osservazione, un'analisi di regressione multipla utilizzando come variabili indipendenti i valori di riflettanza nelle singole bande dell'immagine multispettrale Landsat, più il coseno dell'angolo di illuminazione. I risultati delle due regressioni multiple sono riportati nella tabella 6.9

Questi risultati mostrano come anche in questo caso sia possibile costruire un modello predittivo del LAI sulla base delle singole bande. La proporzione di variabilità spiegata da questi modelli nei due anni di osservazione non differisce di molto (2004: $R^2=0.865$, RMSE=0.111, N=118, $P<0.0001$; 2005: $R^2=0.785$, RMSE=0.069 N=118, $P<0.0001$). Tuttavia la tabella 6.9 evidenzia come i coefficienti relativi alle diverse bande siano differenti nei due anni di osservazione, rendendo chiaramente impossibile ogni ipotesi di estrapolazione ad anni diversi.

Tabella 6.9 - Risultati delle regressioni multiple effettuate tra le bande Landsat ed il cos(i) ed i valori di LAI derivati dalla mappa di LAI prodotta tramite Ikonos.

FATTORE	2004			2005		
	Coefficiente	t ratio	P	Coefficiente	t ratio	P
banda 1	-20.18	-6.16	<0.001	6.61	2.55	<0.05
banda 2	-2.71	-0.54	ns	10.22	3.24	<0.05
banda 3	-38.4	-6.17	<0.001	-19.15	-4.91	<0.001
banda 4	2.61	2.86	<0.05	-1.44	-2.87	<0.05
banda 5	1.78	0.62	ns	-3.09	-1.63	ns
banda 7	-7.50	-1.58	ns	-2.07	-0.69	ns
cos(i)	1.75	11.16	<0.001	1.45	13.02	<0.001
intercetta	0.99	5.91	<0.001	1.49	9.80	<0.001

Anche per i modelli prodotti nella seconda fase dell'*upscaling* è stato utilizzato il metodo della *cross-validation* (§6.5) per calcolare i valori di LAI stimati ed i coefficienti di variazione associati alle variabili inserite nel modello.

Le relazioni tra i valori estratti dalle mappe Ikonos utilizzati per derivare i modelli e quelli stimati mediante *cross-validation* sono illustrate in figura 6.10.

Il coefficiente di correlazione nel 2004 è 0.81 con un RMSE pari a 0.49, mentre nel 2005 è 0.77, con un RMSE di 0.31, in entrambi gli anni i risultati sono significativi.

Il coefficiente di variazione dei parametri associati alle variabili del modello varia da meno dell'1% al 15% in tutti e due gli anni (tab.6.10).

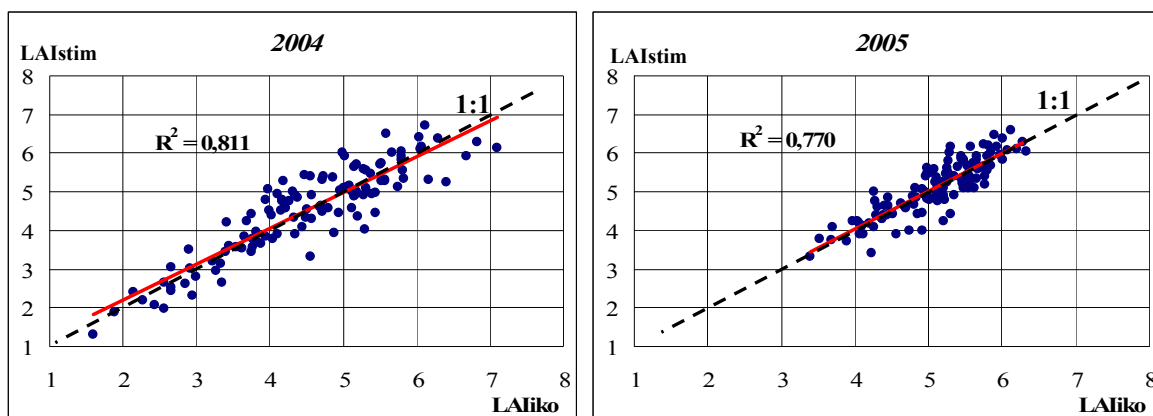


Figura 6.10 – Relazione tra LAI derivato da Ikonos e LAI stimato per il 2004 ($y=0.87x+0.55$, $R^2=0.811$, $RMSE=0.489$, $N=118$, $P<0.0001$) ed il 2005 ($y=0.78x+1.12$, $R^2=0.769$, $RMSE=0.312$, $N=118$, $P<0.0001$) e confronto con la retta di identità $y=x$ (tratteggiata).

Tabella 6.10 - Coefficiente di variazione (%) dei coefficienti associati alle variabili utilizzate nei modelli regressivi multipli a 6 bande.

Modello	B1	B2	B3	B4	B5	B7	cos (i)	Intercetta
2004	-1.37	-15.18	-1.80	3.33	14.71	-6.24	0.80	1.89
2005	3.72	2.55	-1.90	-3.05	-5.90	-15.36	0.74	0.91

Le mappe derivate da Landsat sono riportate in figura 6.11 e 6.12 e sono state prodotte invertendo il modello secondo le seguenti relazioni:

$$LAI_{04} = \exp(-20.18*b1-2.71*b2-38.4*b3+2.61*b4+1.78*b5-7.50*b7+1.75*\cos i+0.99) e$$

$$LAI_{05} = \exp(6.61*b1+10.22*b2-19.15*b3-1.44*b4-3.09*b5-2.07*b7+1.45*\cos i+1.49).$$



Figura 6.11 – Pantano Sottano: mappe di LAI derivate da Landsat TM per il 2004 (in alto) e 2005 (in basso) sovrapposte a immagine Landsat (RGB 3:2:1).

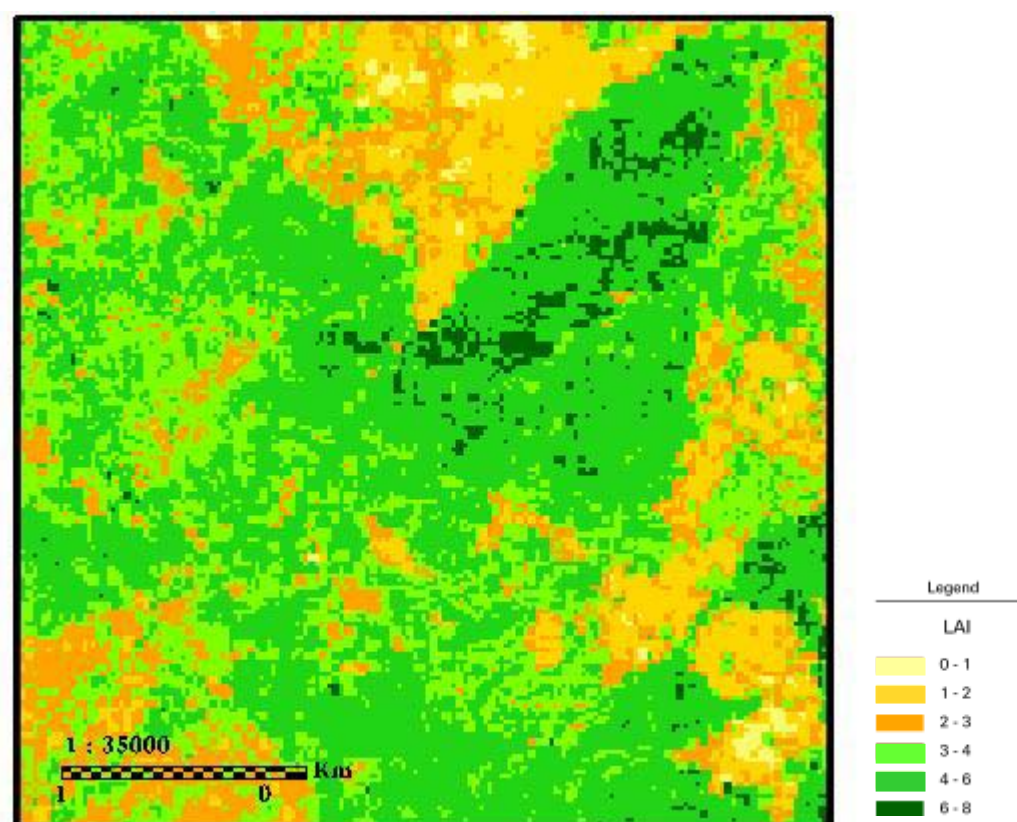
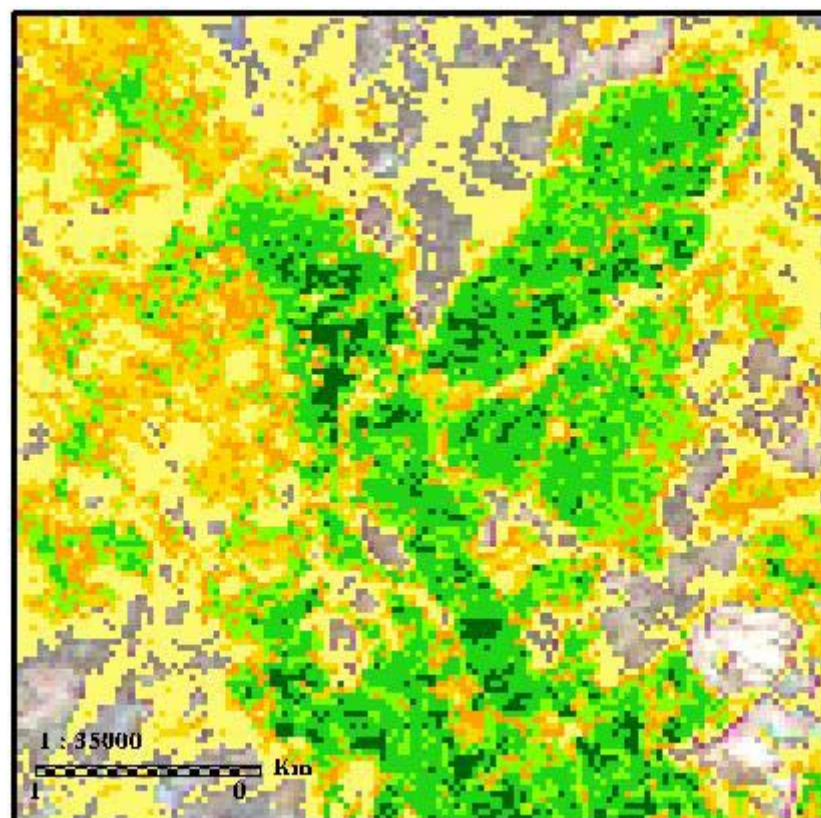


Figura 6.12 – Monte Coppolo: mappe di LAI derivate da Landsat TM per il 2004 (in alto, sovrapposta a immagine Landsat in RGB 3:2:1) e 2005 (in basso).

6.8 Discussione

In questa parte del lavoro è stato testato un metodo di stima del LAI basato sull'integrazione di dati satellitari ad alta (Ikonos) e a media (Landsat) risoluzione spaziale (riepilogato nella figura 6.13). In particolare l'utilizzo delle immagini ad alta risoluzione, per l'*upscaling* delle misure a terra, ha avuto lo scopo di ottimizzare le procedure di raccolta dei dati in campo pur mantenendo un'accettabile compatibilità con le necessità imposte dai limiti dei satelliti a media risoluzione e dalla forte eterogeneità e frammentazione spaziale caratteristiche della vegetazione mediterranea.

6.8.1 Prima fase dell'*upscaling*

Nella prima fase dell'*upscaling* sono stati testati diversi modelli predittivi basati sia sugli indici spettrali sia sulle bande e sul coseno dell'angolo di illuminazione. Poiché l'analisi della covarianza aveva evidenziato un'interazione significativa fra l'indice NDVI e l'anno di osservazione (§6.7), sono state condotte regressioni semplici fra indici spettrali (tutti quelli esaminati) e LAI, analizzando separatamente i dati dei due anni. Dall'analisi del LAI misurato (§6.6) e delle sue relazioni con i dati spettrali (§6.7), si è evidenziata anche una possibile dipendenza dalla tipologia di vegetazione. È stato quindi verificato se i vari modelli basati sugli indici si comportassero diversamente in funzione delle diverse tipologie di vegetazione e dell'anno di osservazione.

Da queste analisi è emersa in primo luogo una forte differenza tra i due anni di osservazione nella performance dei modelli generali in cui i migliori risultati si sono ottenuti per il 2004 utilizzando l'indice NDVI come variabile indipendente e la trasformazione logaritmica del LAI come variabile dipendente, riuscendo a spiegare il 60,4% della variabilità del parametro, mentre nel 2005 le relazioni tra i diversi indici spettrali e il LAI non hanno mai raggiunto la significatività statistica.

In secondo luogo si è verificata una diversa capacità predittiva degli indici a livello di tipologie di vegetazione con differenti livelli di variabilità del parametro spiegata.

La necessità di analizzare i comportamenti spettrali delle diverse tipologie di vegetazione trova riscontro anche in letteratura: ci sono evidenze che le proprietà della vegetazione (e il *background*) influenzano la relazione tra gli indici di vegetazione ed il LAI (Myneni *et al.*, 1997b; Turner *et al.*, 1999 e più recentemente Davi *et al.*, 2006), suggerendo che per ottenere una certa accuratezza nella stima del LAI a scala locale sarebbe meglio utilizzare una stratificazione basata sulle classi di copertura del suolo ed usare l'indice o la relazione ottimale per ogni singola classe.

In questa tesi però non è stato possibile indagare ulteriormente questo aspetto testando ad esempio modelli regressivi multivariati, poichè il numero di osservazioni per singola tipologia di vegetazione non è sufficiente a costruire delle relazioni statistiche basate su un numero maggiore di variabili.

Si è quindi deciso di trovare una relazione il più generica possibile da poter estrapolare a diversi contesti e tipologie di vegetazione, accettando in tal modo la possibilità che un modello unico sia meno accurato e robusto nel predire il LAI delle singole tipologie vegetali, ma comunque in grado di descrivere con un certo livello di affidabilità il parametro in questione in modo tale da poter essere generalizzato.

Poiché gli indici di vegetazione non hanno mostrato risultati soddisfacenti nello sviluppo di modelli generali, è stato analizzato un modello basato sulle quattro bande spettrali disponibili ed il coseno dell'angolo di illuminazione introdotto per considerare gli effetti della pendenza e dell'esposizione, in tal modo sono state sfruttate tutte le bande riflesse disponibili.

Sono state quindi condotte regressioni multiple basate sull'utilizzo, contemporaneamente, dei valori di riflettanza di tutte le bande dell'immagine Ikonos e del coseno dell'angolo di illuminazione, come variabili indipendenti, ed il LAI come variabile dipendente.

Dopo aver analizzato i due diversi anni di osservazione si può concludere che esiste un generale miglioramento nella performance dei modelli regressivi multipli rispetto ai modelli basati solo sugli indici: nel 2004 e nel 2005, rispettivamente, il 78,6% ed il 43,1% della variabilità del LAI può essere spiegata mediante dati Ikonos. Anche in questo caso i risultati migliori si sono ottenuti utilizzando la trasformazione logaritmica del LAI che corregge quindi un effetto di saturazione delle singole bande.

Da questa seconda analisi emerge comunque la difficoltà di ottenere un modello predittivo adeguato per le osservazioni del 2005 poichè una parte significativa della variabilità del parametro non è spiegata dall'analisi di regressione applicata.

Tra le cause che possono aver determinato queste differenze vi è sicuramente il diverso momento di acquisizione delle immagini nei due anni. Infatti, nel 2004 a causa della copertura nuvolosa e di altri ritardi di pertinenza del gestore, la ripresa Ikonos, richiesta per fine giugno è stata acquisita il 2 agosto (circa 20 giorni dopo la fine del campionamento del LAI), nel 2005 invece l'acquisizione è stata effettuata il 22 giugno. In pratica le due immagini ritraggono momenti fenologici differenti relativi a diversi stati della vegetazione e del *background*.

In realtà quel che per il 2004 poteva essere uno svantaggio (in quanto l'acquisizione satellitare è stata effettuata non in sincronia con le misure di campo ed oltre il picco di sviluppo

vegetativo) probabilmente si è rivelato tutt'altro. È verosimile, infatti, che a stagione inoltrata l'eterogeneità spaziale dovuta alla presenza di una copertura vegetale sottobosco sia meno rilevante e quindi interferisca meno sulla corretta stima del LAI di tipologie il cui sviluppo stagionale in termini quantitativi si assesta su valori costanti.

Al contrario nel 2005 gli effetti del *background* possono aver avuto un peso considerevole nel determinare la scarsa performance dei vari modelli testati.

Secondo Myneni *et al.* (1997b), infatti, in coperture con struttura verticale complesse, la relazione tra NDVI e LAI è in generale fortemente dipendente dal LAI dello strato sottostante. In coperture forestali con un denso sottobosco l'NDVI in pratica è insensibile al LAI dello strato superiore. Secondo Turner *et al.* (1999) numerosi fattori contribuiscono a vari livelli ad influenzare le differenze nella relazione tra LAI e indici nei diversi tipi di vegetazione: a livello fogliare si hanno variazioni nel contenuto dei pigmenti, nella struttura interna e nell'orientamento delle foglie rispetto al sole. A livello di chioma la variabilità è dovuta al diverso livello di aggregazione mostrato dalle foglie che causa situazioni di ombra e al contributo del materiale legnoso alla riflettanza totale. A scale maggiori la variabilità è dovuta all'eterogeneità nell'altezza delle piante, nel numero e nella dimensione delle aperture (*gap*). Nelle formazioni più mature la complessità della struttura causa degli ombreggiamenti che abbassano la riflettanza nell'infrarosso vicino.

È chiaro che i fattori vegetazione-dipendenti e la presenza di sottobosco più o meno sviluppato sono tutti effetti strettamente collegati al momento fenologico: i primi perché legati alla crescita e allo stato fisiologico delle piante, il secondo perché, nelle nostre aree di studio, costituito prevalentemente da specie che raggiungono il massimo dello sviluppo tra maggio e giugno e raggiungono poi una fase di stasi con l'avanzare della stagione vegetativa. I risultati ottenuti sembrano suggerire che le stime più accurate in queste aree e per queste tipologie di vegetazione si ottengano per modelli basati su dati relativi a fasi della vegetazione avanzate ovvero quando la vegetazione ha raggiunto il massimo sviluppo e l'effetto del sottostante *background* è meno evidente.

Le mappe prodotte mediante i modelli multipli (figg. 6.7 e 6.8) si prestano a loro volta a considerazioni analoghe sulle diverse condizioni fenologiche e stagionali. Nella mappa di agosto (2004) in entrambe le aree di studio sono presenti estese zone non classificate (vegetazione assente o non fotosinteticamente attiva) o con valori di LAI molto bassi (0-3) ed altre, in special modo a M.te Coppolo, con valori anche molto alti (8-12). Al contrario nella mappa di giugno (2005) sono estesamente diffuse le classi di LAI con valori medi (3-6) ad indicare una maggiore distribuzione di vegetazione caratterizzata da valori medi di biomassa

fotosinteticamente attiva, la quale, nel proseguimento della stagione e a seconda delle specie vegetali, può ridursi o raggiungere il massimo sviluppo in una fase successiva come invece sembra verificarsi nella mappa di agosto.

Nel fare queste considerazioni sulle mappe prodotte va comunque tenuto in conto il diverso grado di affidabilità che i singoli modelli, con cui sono state prodotte le mappe, presentano nello stimare la variabilità del parametro.

6.8.2 Seconda fase dell'upscaling

Le mappe prodotte nella prima fase sono state utilizzate come "verità a terra" nel secondo stadio del processo di *upscaling* (fig. 6.13), cioè nella definizione di un modello di stima del LAI sulla base dei dati a media risoluzione derivati dalle immagini Landsat.

Per implementare il modello con la miglior capacità predittiva del LAI sono stati testati anche in questo caso sia gli indici di vegetazione che le bande spettrali dei dati Landsat ed il coseno dell'angolo di illuminazione.

L'analisi della covarianza effettuata per valutare l'incidenza dei diversi possibili fattori di variazione sulla relazione tra LAI (derivato da Ikonos) e dati Landsat ha evidenziato ancora una volta un'interazione significativa fra l'indice NDVI e l'anno di osservazione (§6.8), ad indicare (prevedibilmente) che anche nel secondo stadio la relazione fra NDVI e LAI non è costante nei due anni. È stata quindi analizzata la relazione tra LAI ed NDVI e sono stati testati anche altri indici. L'interazione significativa evidenziata tra i fattori "anno" e "tipologia di vegetazione" non è stata indagata in quanto il LAI stimato a livello Ikonos è stato derivato mediante un modello generale per tutti i tipi di vegetazione e quindi non sufficientemente accurato per le singole formazioni.

Anche a livello Landsat l'utilizzo degli indici di vegetazione si è mostrato meno efficace del modello basato sulle bande ed il coseno dell'angolo di illuminazione ma in entrambi i casi le performance tra i due anni sono risultate differenti. Il modello regressivo multiplo è stato utilizzato per produrre le mappe di LAI da Landsat. Le mappe descrivono l'86,5% (2004) ed il 78,5% (2005) della variabilità del LAI. Si deve però considerare che questi modelli risentono dell'accuratezza associata al dato di LAI prodotto mediante Ikonos e quindi la capacità di descrivere la distribuzione del parametro si abbassa di conseguenza soprattutto nel secondo anno (2004: $0,786 \cdot 0,865 = 0,680$; 2005: $0,435 \cdot 0,785 = 0,338$).

In conclusione i risultati ottenuti si prestano ad interpretazioni contrastanti: da un lato, in uno degli anni di osservazione il metodo di *upscaling* testato si è rivelato più che adeguato a produrre dati di "verità a terra" aventi una risoluzione spaziale ottimale e con uno sforzo, in

termini economici e di forza lavoro, nel complesso accettabile, dall'altro, il metodo ha prodotto nei due anni risultati estremamente diversi. Infatti, mentre nel 2004 il processo di *upscaling* ha dato ottimi risultati, nel 2005 i risultati sono stati decisamente insoddisfacenti: la scarsa precisione nella stima del LAI da dati Ikonos evidenziata nella prima fase dell'elaborazione dei dati del 2005 si è poi (prevedibilmente) tradotta in una stima del LAI a scala Landsat non sufficientemente accurata. In sostanza, il metodo a due stadi testato si è rivelato applicabile quando la prima delle due fasi ha dato i risultati attesi. Quando invece la stima del LAI da dati Ikonos è risultata inadeguata il metodo si è rivelato inaffidabile.

Il processo di *upscaling* si è comunque rivelato utile in quanto è servito ad ottimizzare la fase di campionamento dei dati di LAI: se si confrontano le relazioni dirette tra dati derivati da Landsat (ad esempio NDVI) ed il LAI misurato in campo si ottengono risultati¹⁰ nettamente inferiori. L'*upscaling* si dimostra un passaggio necessario per ridurre i tempi ed i costi del campionamento diretto ed ottenere quindi stime più accurate di LAI.

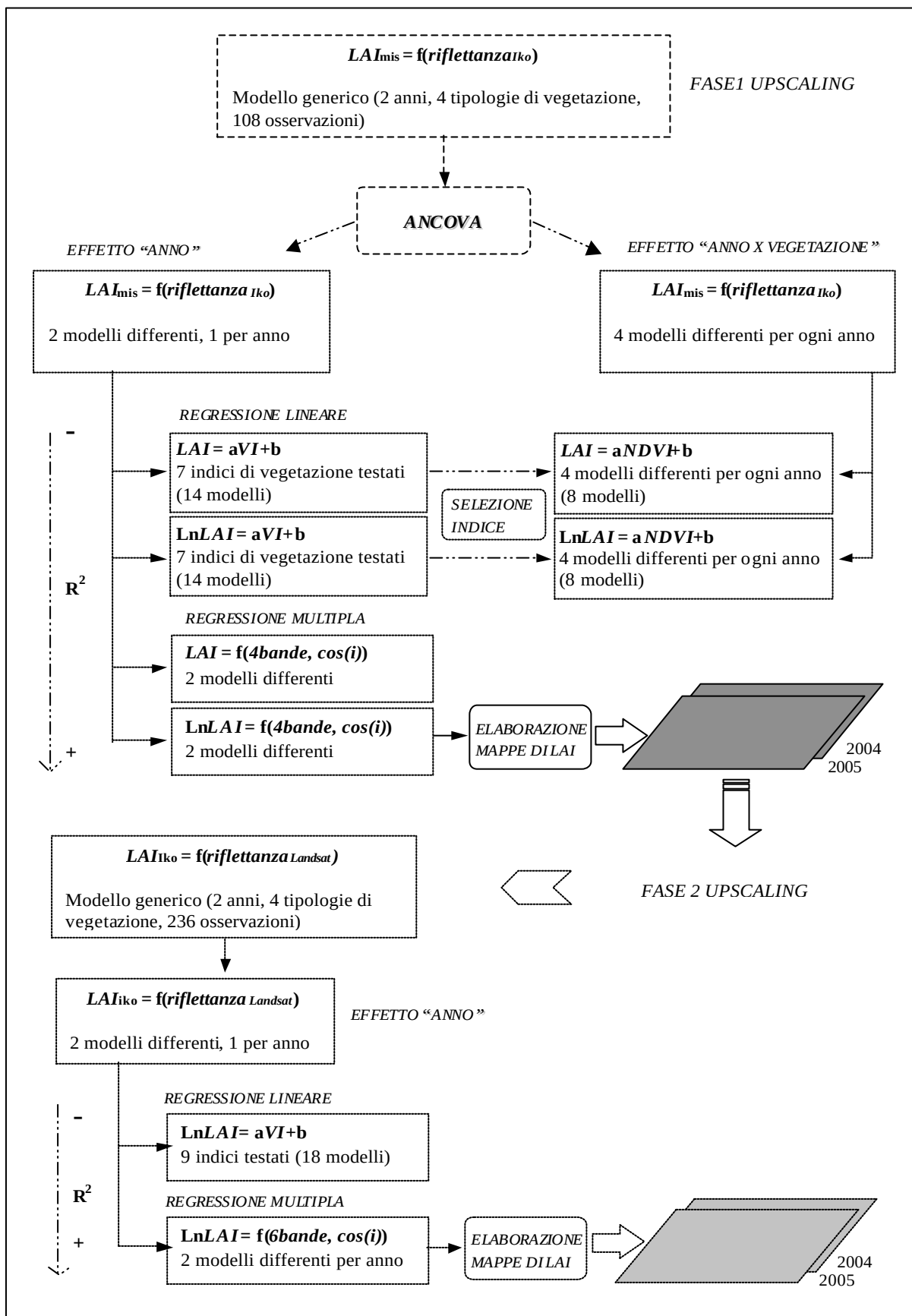
Le differenze osservate tra i due anni nelle relazioni fra dati satellitari multispettrali e misure di parametri biofisici della vegetazione confermano quanto evidenziato da studi recenti circa la difficoltà di estrapolare temporalmente l'uso di modelli basati su regressione statistiche tra variabili biofisiche, come il LAI, e dati radiometrici, in particolare gli indici di vegetazione (Wang *et al.*, 2005; Davi *et al.*, 2006).

Tali modelli sono, infatti, significativamente influenzati da molteplici fattori, per esempio la struttura eterogenea delle coperture vegetali, la presenza di specie arbustive ed erbacee nel sottobosco che interferiscono con la corretta stima del LAI dello strato superiore ed una serie di fattori esterni come gli effetti atmosferici, le condizioni di illuminazione e le caratteristiche di riflettanza delle superfici (determinate dalla configurazione relativa sole-suolo-sensore), la radiometria delle immagini satellitari, gli errori nel collocare le misure a terra sull'immagine, l'interferenza del suolo.

Numerose applicazioni ed un gran numero di relazioni sono state sviluppate negli anni tra gli indici di vegetazione ed il LAI ma la stima del LAI di una copertura vegetale per mezzo del telerilevamento ottico rimane non facile da comprendere sebbene in alcuni casi sia l'unico mezzo per ottenere distribuzioni spazializzate di LAI (Boresjö Bronge, 2004).

Poiché numerosi parametri influiscono sulla riflettanza spettrale di una copertura vegetale non è possibile trovare una relazione unica tra LAI ed indici di vegetazione o bande spettrali, che possa essere applicata ad altri contesti e momenti.

¹⁰ La correlazione diretta tra NDVI derivato dal Landsat ed il LAI misurato ha nel 2004 un coefficiente di determinazione pari 0.197 (n=55, RMSE=0.434, P<0.05) mentre nel 2005 è pari a 0.013 e non è significativa (n=51, RMSE=0.285, P ns).



7. ANALISI MULTITEMPORALE DI INDICI SPETTRALI DI VEGETAZIONE IN FUNZIONE DI DATI METEOCLIMATICI

Le serie multitemporali di immagini satellitari sono ampiamente utilizzate per evidenziare cambiamenti nell'uso del suolo o nella vegetazione naturale (per esempio in Li & Kafatos, 2000; Qi *et al.*, 2000; Nemani *et al.*, 2003; Garson D. C. & Lacaze, 2003; Gobron *et al.*, 2005; Song & Curtis, 2003; Stockli & Vidale, 2004; Sarkar & Kafatos, 2004).

In questa parte del lavoro si è valutata la possibilità di effettuare, nelle aree di studio selezionate, un'analisi retrospettiva della vegetazione mediante l'utilizzo di una serie ventennale di dati satellitari Landsat TM/ETM. Avendo verificato che le relazioni volte alla stima di parametri biofisici sviluppate per un determinato momento non sono facilmente estrapolabili a momenti diversi (cfr. §6.8) l'analisi che segue è un'indagine di tipo qualitativo (e non quantitativo) basata sullo studio di indici spettrali di vegetazione, i quali, è ormai ampiamente dimostrato, rilevano aspetti fisiologici e strutturali della vegetazione. In particolare si è indagata la sensibilità di due diversi indici spettrali di vegetazione alle variazioni di parametri meteorologici che sono stati ottenuti a partire da dati ampiamente disponibili quali la temperatura e le precipitazioni.

7.1 Immagini Landsat

7.1.2 La serie storica

E' stata acquisita una serie di immagini Landsat TM/ETM dal 1984 al 2005, selezionata in base alla disponibilità di scene con copertura nuvolosa molto bassa in una finestra temporale relativa al periodo dell'anno corrispondente alla tarda primavera-estate (tabella 7.1).

La scelta dei sensori della serie Landsat è stata guidata dall'opportunità di disporre di una serie storica ad una risoluzione spaziale medio-alta che garantisca la possibilità di discriminare, all'interno dell'area di studio, le zone caratterizzate da tipologie di vegetazione diversa.

A questa scala le tipologie con un'estensione tale da poter essere oggetto di questo tipo di analisi sono risultate le seguenti: macchia mediterranea, lecceta, bosco di caducifoglie e bosco igrofilo, queste sono anche le tipologie relativamente più stabili.

Tabella 7.1 – Serie di immagini Landsat utilizzate nell’analisi multitemporale

Data	Orbit track (path, row)
20/06/84	188,32
13/06/87	188,32
02/08/88	188,32
10/05/89	187,32
18/07/94	188,32
19/06/95	188,32
14/06/99	188,32
03/08/00	188,32
06/07/01	187,32
26/05/04	188,32
30/06/05	188,32

Si è ritenuto opportuno analizzare separatamente le aree di Bosco Pantano e di M.te Coppolo, rappresentando queste sistemi sensibilmente diversi in ragione delle differenti caratteristiche di altitudine, distanza dalla costa, esposizione, ecc. e caratterizzati da regimi termopluviometrici leggermente differenti (vedi cap.3).

7.1.3 Indici spettrali di vegetazione

Gli indici di vegetazione selezionati per l’analisi multitemporale sono il NDVI ed il NDWI precedentemente definiti (capp.4 e 6).

Il primo è stato ampiamente utilizzato per lo studio ed il monitoraggio della vegetazione da satellite su scala multitemporale (Myneni *et al.*, 1997a; Yang *et al.*, 1998; Kawabata *et al.*, 2001; Maselli, 2004; Gao, 1996 tra gli altri). Il secondo è stato scelto in quanto sensibile alle variazioni di contenuto d’acqua nella vegetazione a parità di copertura vegetale per unità di area (Maki *et al.*, 2004). Diverse applicazioni di questo indice hanno fatto uso delle bande disponibili sui sensori della famiglia Landsat (per esempio in Anderson *et al.*, 2004; Jackson *et al.*, 2004). In questo studio, come spiegato nel capitolo precedente, il NDWI è stato calcolato a partire dai valori di riflettanza relativi alle bande Landsat NIR e SWIR1 secondo la formula $NDWI = (\rho_{(NIR)} - \rho_{(SWIR1)}) / (\rho_{(NIR)} + \rho_{(SWIR1)})$ ovvero facendo uso della banda 4 e della banda 5 del sensore.

Di entrambi gli indici spettrali sono stati calcolati i valori medi, per area e per tipologia di vegetazione, su punti selezionati opportunamente in corrispondenza di tipologie di vegetazione omogenee. L’individuazione e la distribuzione dei punti è stata effettuata, analogamente alla seconda fase dell’*upscaling* precedentemente descritta, con il supporto delle mappe di vegetazione prodotte per le due aree di studio in modo da evitare situazioni di ambigua assegnazione e di margine con aree contigue non naturali o modificate nel corso

degli anni.

7.1.4 Pre-processing delle immagini satellitari

L'obiettivo del pre-processing è stato, in questo caso, quello di rendere quanto più possibile omogenea la serie multitemporale di dati radiometrici a disposizione, ovvero rendere comparabili le immagini relative alle diverse date. Dopo aver co-registrato tutte le immagini, attraverso una correzione geometrica effettuata come descritto nel cap. 6, è stata eseguita una correzione atmosferica basata sull'utilizzo di target "invarianti" (Schott *et al* 1988; Furby & Campbell, 2001; Liang, 2003). Questo approccio assume l'esistenza nell'immagine di *pixel*, ovvero porzioni di territorio (target), le cui caratteristiche, da un punto di vista della risposta ad una radiazione elettromagnetica incidente, possono essere ritenute con buona approssimazione (e per gli scopi che ci si prefigge) invarianti nel tempo (per es. acque profonde, roccia, ecc.). Le variazioni di firma spettrale riscontrate in queste aree, per le diverse immagini, possono quindi essere imputate al mutare delle condizioni atmosferiche nelle diverse date. Inoltre, poiché l'atmosfera influisce diversamente sulle varie lunghezze d'onda occorre cercare parametri di normalizzazione per ogni banda. I target, teoricamente, dovrebbero avere valori di riflettanza variabile in ogni banda, da bassa ad alta. Selezionata un'immagine *master* di riferimento, si valutano allora i cambiamenti intercorsi nel tempo nella radiometria dei target invarianti individuati, rispetto a tale immagine. Si effettua quindi una regressione lineare per ogni immagine, banda per banda, tra i valori di riflettanza di riferimento ρ_{ref} (dove ρ_{ref} si riferisce alla banda n -esima dell'immagine *master*) relativi ai diversi target invarianti individuati e i valori di riflettanza ρ_n dell'immagine da normalizzare corrispondenti agli stessi target. Le regressioni forniscono i parametri di normalizzazione cercati per ogni immagine e per ogni banda, rappresentati dall'intercetta e dalla pendenza delle rette di regressione.

Nel caso specifico, è stata selezionata come immagine master quella del 30/08/2004, già corretta atmosfericamente tramite il codice 6S ed utilizzata nella precedente analisi, in modo da ottenere non solo una normalizzazione relativa del dataset ma anche una correzione assoluta delle immagini in termini di riflettanza.

7.2 Dati meteorologici

Ai fini della valutazione della sensibilità degli indici spettrali di vegetazione ai parametri meteorologici nelle due aree di studio di M.te Coppolo e Pantano, sono stati acquisiti i valori giornalieri di precipitazioni e temperature misurati dalle stazioni termo-pluviometriche di

Policoro e Valsinni, rispettivamente, nel periodo 1983-2005.

In particolare sono stati elaborati i seguenti parametri meteoroclimatici: temperature medie, precipitazioni cumulate, sommatorie termiche, cioè accumulo di gradi-giorno (GDD, *growing degree days*), e pluviofattore, ovvero il rapporto tra le precipitazioni e le temperature medie.

Le precipitazioni e le temperature esercitano un'influenza importante sullo sviluppo e le condizioni della vegetazione durante la stagione di crescita, influenzando sulle varie fasi fenologiche. Le precipitazioni regolano l'attività fotosintetica ed il trasferimento di sostanze organiche dalle foglie ai rami e alle radici (Papanastasis *et al.*, 1997) e di conseguenza l'accrescimento stesso delle piante, mentre la temperatura è un fattore chiave nel determinare le diverse fenofasi (accestimento, gemmazione, sviluppo fogliare, fioritura, fruttificazione, senescenza e dormienza invernale) che si susseguono nel corso delle stagioni. Le variazioni interannuali nella distribuzione e nell'entità dei valori stagionali di questi parametri possono influire sulla durata ed intensità delle diverse fasi di sviluppo e sulla capacità di allocare sostanze nutritive e quindi sulla produttività.

I GDD sono un parametro ampiamente utilizzato, soprattutto in applicazioni agrometeorologiche, per la stima o la previsione della lunghezza delle differenti fasi di sviluppo delle colture (Bonhomme, 2000) ma anche per studiare gli stadi fenologici di diverse specie naturali e la loro efficacia come indicatori climatici (Spano *et al.*, 1999). Essi vengono generalmente calcolati come la differenza tra la temperatura media giornaliera ed una temperatura soglia al di sotto della quale i processi di crescita e sviluppo risultano significativamente inibiti (Ring *et al.*, 1983):

$$GDD = (T_{max} + T_{min}) / 2 - T_{soglia}$$

in cui T_{max} è la temperatura massima giornaliera, T_{min} la minima giornaliera, T_{soglia} la soglia di temperatura.

La temperatura soglia dipende principalmente dalla specie considerata ed è solitamente determinata con metodi statistici o fisiologici (Yang *et al.*, 1995).

L'analisi qui condotta comprende tre diverse soglie (0°, 5°, e 10°C) scelte arbitrariamente in base a quelle più comunemente usate in letteratura in quanto la determinazione della temperatura soglia specifica esula dagli scopi di questo lavoro. Il contributo di eventuali valori negativi di GDD, dovuti a temperature medie giornaliere inferiori alla soglia prescelta, è considerato nullo. I GDD sono stati utilizzati per derivare le sommatorie termiche per diversi periodi:

$$S = \sum_{i=1}^n GDD_i$$

con n numero di giorni del periodo considerato.

I parametri menzionati sono stati calcolati per diversi intervalli temporali cioè in corrispondenza dei 180, 90, 30 e 10 giorni che precedono la data di ogni passaggio satellitare della serie storica acquisita. Questi periodi di tempo sono stati selezionati con lo scopo di individuare, attraverso la relazione con gli indici spettrali, se esiste e quale sia il parametro climatico, per un determinato intervallo temporale, maggiormente significativo per lo sviluppo della vegetazione ed eventualmente valutarne l'importanza per le diverse formazioni vegetali.

Poiché tuttavia ad una analisi preliminare i vari indici climatici calcolati (vd. Appendice B) sono risultati ridondanti (e strettamente correlati) con le misure di temperatura media e precipitazioni totali da cui sono stati derivati, si è deciso di riportare solo i risultati relativi a queste ultime variabili, anche in ragione del fatto che le loro relazioni con la vegetazione risultano direttamente interpretabili.

7.3 Analisi statistiche

Per evidenziare le relazioni tra gli indici spettrali e le variabili climatiche sono state effettuate correlazioni di Pearson relative ai diversi intervalli temporali considerati.

Le analisi sono state svolte separatamente per le aree di M.te Coppolo e Pantano (corrispondenti alle stazioni pluviometriche di Valsinni e Policoro) in considerazione delle differenze di clima e vegetazione che caratterizzano le due aree. Le analisi sono state effettuate sulle intere aree di studio e separatamente sulle diverse tipologie di vegetazione considerate.

Poiché ogni singolo dataset di indici di vegetazione è stato correlato con svariati parametri climatici (otto, per la precisione), i livelli di significatività statistica ottenuti sono stati sottoposti a correzione di Bonferroni (Rom, 1990).

7.4 Variazioni interannuali nelle serie storiche di parametri climatici e indici di vegetazione

Un esame delle variazioni occorse negli ultimi venti anni in alcuni parametri climatici ha rivelato una consistente variabilità interannuale. Allo stesso modo, una discreta variabilità interannuale è stata evidenziata per gli indici di vegetazione esaminati. Le figure 7.1 e 7.2 illustrano questa variabilità.

7.5 Relazioni fra parametri climatici e indici di vegetazione

7.5.1 Analisi per area di studio

I parametri climatici registrati dalle stazioni di Valsinni e Policoro sono stati inizialmente correlati con gli indici di vegetazione calcolati per le intere aree di studio di M.te Coppolo e Bosco Pantano. I risultati di queste analisi sono presentati nella tabella 7.2.

Va ricordato che, in considerazione dell'alto numero di correlazioni che è stato necessario calcolare, in queste analisi così come in tutte le altre presentate in questo capitolo i livelli di significatività statistica sono stati sottoposti a correzione di Bonferroni.

Nell'area di studio di M.te Coppolo gli indici di vegetazione sono risultati negativamente correlati con le temperature medie registrate negli ultimi 10-30 giorni. Inoltre esiste una correlazione positiva tra l'NDWI e le precipitazioni totali degli ultimi 90 giorni. Al contrario, nell'area di studio di Bosco Pantano non è stata osservata alcuna correlazione significativa.

7.5.2 Analisi per tipologia di vegetazione

Per analizzare le differenze nelle risposte alla variabilità climatica interannuale delle diverse fitocenosi indagate, le stesse analisi sono state ripetute analizzando separatamente le diverse tipologie di vegetazione in corrispondenza delle quali sono state evidenziate alcune differenze nell'andamento multitemporale degli indici (figg. 7.3 e 7.4). I risultati di queste ulteriori analisi sono presentati nelle tabelle 7.3 e 7.4.

Da queste analisi emerge che, nell'area di studio di M.te Coppolo, l'effetto della temperatura sugli indici di vegetazione è particolarmente evidente per i boschi di caducifoglie e la macchia (fig. 7.5), mentre è ridotto o assente per la lecceta. Nelle aree a macchia emerge inoltre una correlazione positiva fra precipitazioni negli ultimi tre mesi e uno degli indici spettrali (NDWI). Nell'area di studio di Pantano si conferma la generale assenza di correlazione fra variazioni climatiche e indici di vegetazione fatta eccezione per la macchia la quale mostra una correlazione positiva e statisticamente significativa fra le precipitazioni cumulate negli ultimi tre mesi e l'NDWI (fig. 7.5).

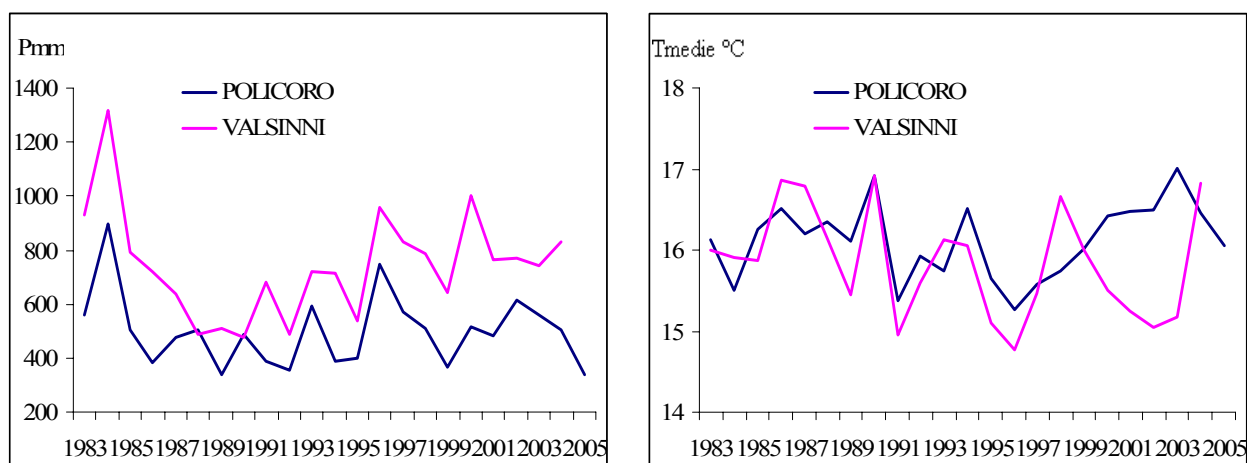


Figura 7.1 – Precipitazioni e temperature medie annue registrate presso le stazioni di Valsinni e di Policoro nel periodo 1983-2005.

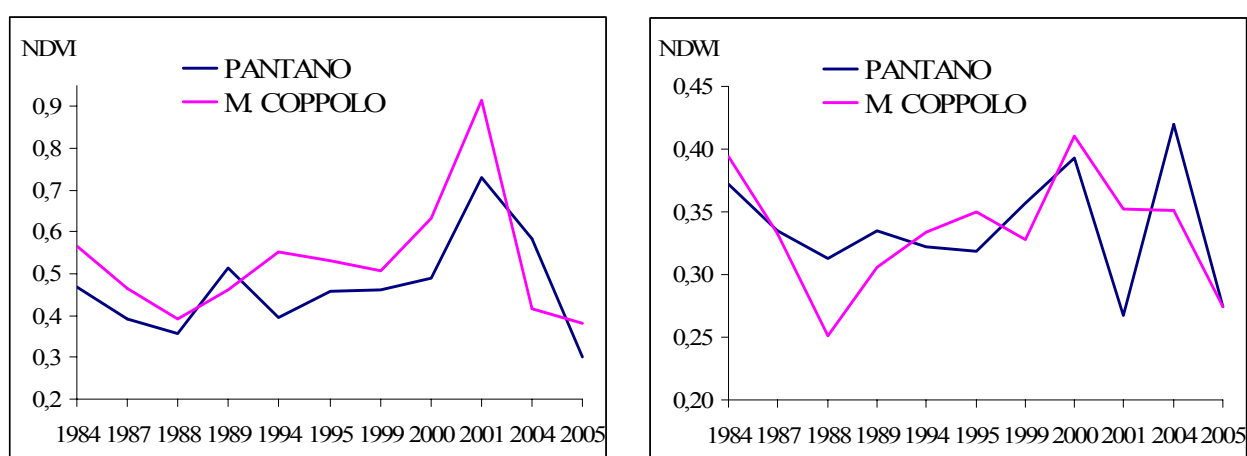


Figura 7.2 – Variazioni degli indici spettrali di vegetazione NDVI e NDWI osservate nei boschi di M.te Coppolo e Pantano mediante serie storica Landsat.

Tabella 7.2 – Risultati delle analisi statistiche tra parametri climatici e indici di vegetazione per le due aree di M.te Coppolo e Bosco Pantano (evidenziate in grigio le correlazioni significative)

Parametro Climatico	MONTE COPPOLO		BOSCO PANTANO	
	NDVI	NDWI	NDVI	NDWI
T_{180}	$r=-0.783$ n=8 ns	$r=-0.831$ n=8 ns	$r=-0.109$ n=11 ns	$r=-0.244$ n=11 ns
T_{90}	$r=-0.807$ n=8 ns	$r=-0.847$ n=8 $p<0.1$	$r=-0.237$ n=11 ns	$r=-0.224$ n=11 ns
T_{30}	$r=-0.869$ n=8 $p<0.05$	$r=-0.933$ n=8 $p<0.01$	$r=-0.333$ n=11 ns	$r=-0.326$ n=11 ns
T_{10}	$r=-0.877$ n=8 $p<0.05$	$r=-0.911$ n=8 $p<0.02$	$r=-0.400$ n=11 ns	$r=-0.409$ n=11 ns
P_{180}	$r=0.046$ n=8 ns	$r=0.150$ n=8 ns	$r=0.616$ n=11 ns	$r=0.073$ n=11 ns
P_{90}	$r=0.753$ n=8 ns	$r=0.879$ n=8 $p<0.05$	$r=0.236$ n=11 ns	$r=0.513$ n=11 ns
P_{30}	$r=0.425$ n=8 ns	$r=0.560$ n=8 ns	$r=0.327$ n=11 ns	$r=0.406$ n=11 ns
P_{10}	$r=0.243$ n=8 ns	$r=0.313$ n=8 ns	$r=0.171$ n=11 ns	$r=0.446$ n=11 ns

T= temperature medie e P= precipitazioni cumulate calcolate per 180, 90, 30 e 10 gg precedenti al passaggio Landsat

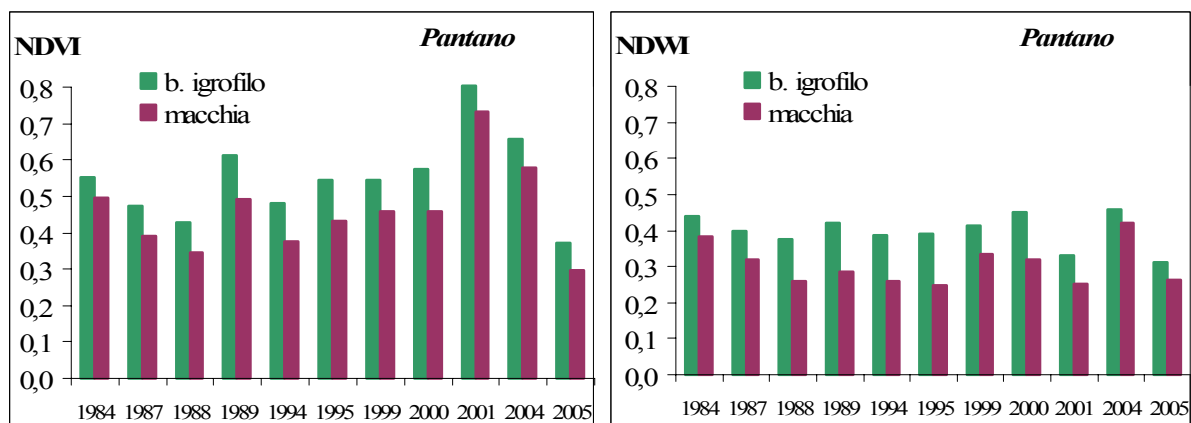


Figura 7.3 – Variazioni interannuali registrate negli indici NDVI e NDWI per le diverse tipologie di vegetazione nell'area di Bosco Pantano

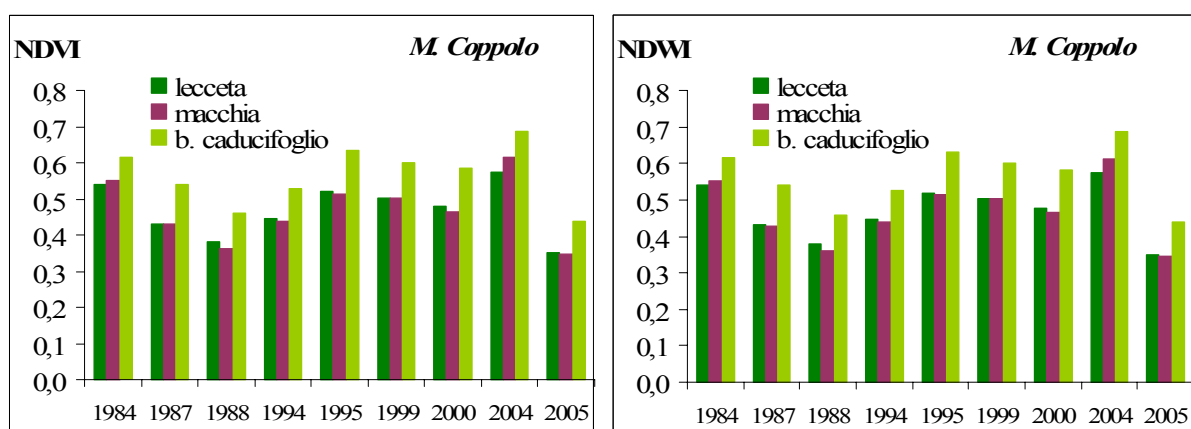


Figura 7.4 – Variazioni interannuali registrate negli indici NDVI e NDWI per le diverse tipologie di vegetazione dell'area di Monte Coppolo.

Tabella 7.3 – Risultati delle analisi statistiche tra parametri climatici e indici di vegetazione per l'area di M.te Coppolo per tipologia di vegetazione (evidenziate in grigio le correlazioni significative).

Parametro climatico	MONTE COPPOLO					
	Bosco caducifoglio		Lecceta		Macchia	
	NDVI	NDWI	NDVI	NDWI	NDVI	NDWI
T_{180}	$r=-0.786$ $n=8$; ns	$r=-0.859$ $n=8$; $p<0.06$	$r=-0.757$ $n=8$; ns	$r=-0.676$ $n=8$; ns	$r=-0.783$ $n=8$; ns	$r=-0.798$ $n=8$; ns
T_{90}	$r=-0.801$ $n=8$; ns	$r=-0.869$ $n=8$; $p<0.05$	$r=-0.778$ $n=8$; ns	$r=-0.678$ $n=8$; ns	$r=-0.809$ $n=8$; ns	$r=-0.816$ $n=8$; ns
T_{30}	$r=-0.860$ $n=8$; $p<0.05$	$r=-0.962$ $n=8$; $p<0.001$	$r=-0.823$ $n=8$; $p<0.1$	$r=-0.731$ $n=8$; ns	$r=-0.857$ $n=8$; $p=0.052$	$r=-0.880$ $n=8$; $p<0.05$
T_{10}	$r=-0.839$ $n=8$; $p<0.1$	$r=-0.875$ $n=8$; $p<0.05$	$r=-0.848$ $n=8$; $p<0.1$	$r=-0.764$ $n=8$; ns	$r=-0.890$ $n=8$; $p<0.05$	$r=-0.901$ $n=8$; $p<0.02$
P_{180}	$r=-0.012$ $n=8$; ns	$r=0.068$ $n=8$; ns	$r=0.027$ $n=8$; ns	$r=0.123$ $n=8$; ns	$r=0.055$ $n=8$; ns	$r=0.162$ $n=8$; ns
P_{90}	$r=0.673$ $n=8$; ns	$r=0.780$ $n=8$; ns	$r=0.746$ $n=8$; ns	$r=0.801$ $n=8$; ns	$r=0.794$ $n=8$; ns	$r=0.908$ $n=8$; $p<0.02$
P_{30}	$r=0.385$ $n=8$; ns	$r=0.567$ $n=8$; ns	$r=0.332$ $n=8$; ns	$r=0.245$ $n=8$; ns	$r=0.441$ $n=8$; ns	$r=0.565$ $n=8$; ns
P_{10}	$r=0.127$ $n=8$; ns	$r=0.105$ $n=8$; ns	$r=0.281$ $n=8$; ns	$r=0.406$ $n=8$; ns	$r=0.337$ $n=8$; ns	$r=0.457$ $n=8$; ns

T= temperature medie e P= precipitazioni cumulate calcolate per 180, 90, 30 e 10 gg

Tabella 7.4 – Correlazioni tra parametri climatici e indici di vegetazione per l'area di Bosco Pantano per tipologia di vegetazione (evidenziate in grigio le correlazioni significative).

Parametro climatico	BOSCO PANTANO			
	Bosco igrofilo		Macchia	
	NDVI	NDWI	NDVI	NDWI
T_{180}	$r=-0.136$ $n=11$ ns	$r=-0.294$ $n=11$ ns	$r=-0.150$ $n=11$ ns	$r=-0.458$ $n=11$ ns
T_{90}	$r=-0.264$ $n=11$ ns	$r=-0.282$ $n=11$ ns	$r=-0.268$ $n=11$ ns	$r=-0.424$ $n=11$ ns
T_{30}	$r=-0.364$ $n=11$ ns	$r=-0.387$ $n=11$ ns	$r=-0.350$ $n=11$ ns	$r=-0.479$ $n=11$ ns
T_{10}	$r=-0.434$ $n=11$ ns	$r=-0.484$ $n=11$ ns	$r=-0.404$ $n=11$ ns	$r=-0.495$ $n=11$ ns
P_{180}	$r=0.598$ $n=11$; ns	$r=0.094$ $n=11$; ns	$r=0.692$ $n=11$; ns	$r=0.359$ $n=11$; ns
P_{90}	$r=0.226$ $n=11$; ns	$r=0.433$ $n=11$; ns	$r=0.337$ $n=11$; ns	$r=0.855$ $n=11$; $p<0.01$
P_{30}	$r=0.345$ $n=11$; ns	$r=0.426$ $n=11$; ns	$r=0.372$ $n=11$; ns	$r=0.638$ $n=11$; ns
P_{10}	$r=0.168$ $n=11$; ns	$r=0.335$ $n=11$; ns	$r=0.191$ $n=11$; ns	$r=0.593$ $n=11$; ns

T = temperature medie e P = precipitazioni cumulate calcolate per 180, 90, 30 e 10 gg.

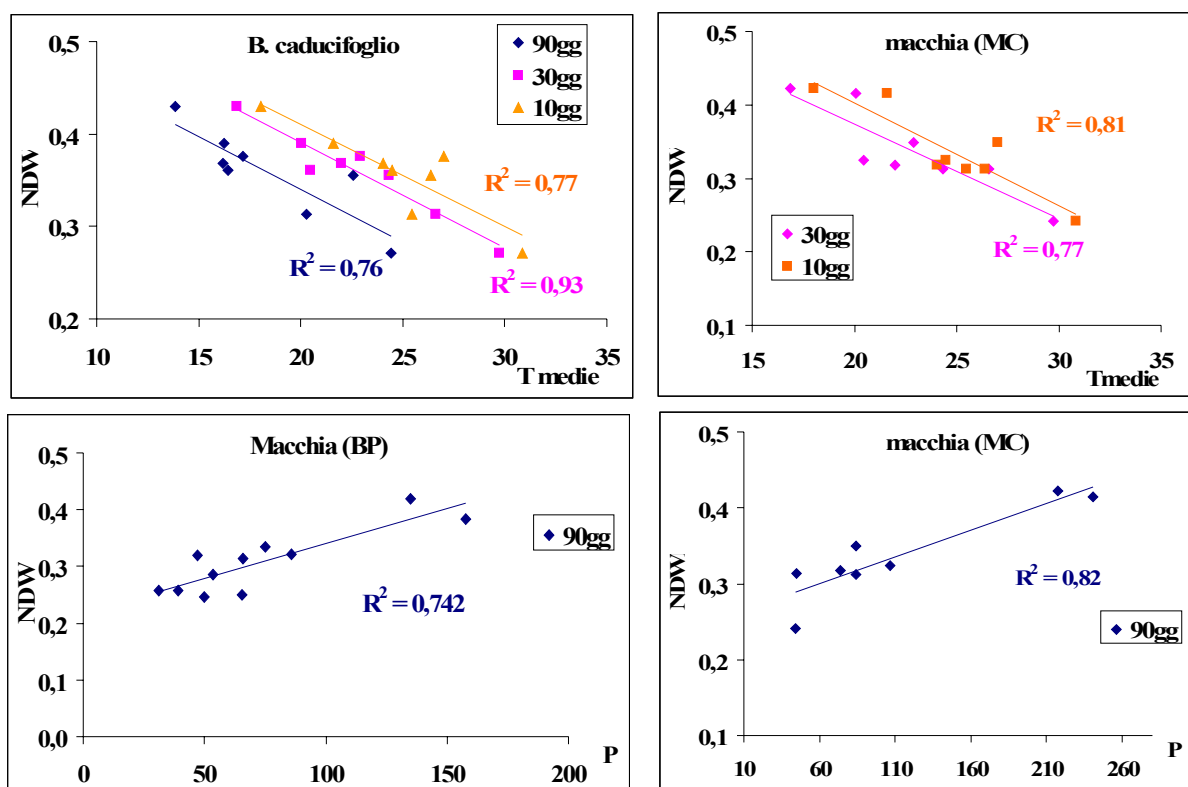


Figura 7.5 – Correlazioni per tipologie di vegetazione tra NDWI e temperature medie o precipitazioni cumulate per diversi intervalli temporali (MC : M.te Coppolo, BP: Bosco Pantano).

7.6 Discussione

I risultati delle elaborazioni condotte in questa fase del lavoro consentono di evidenziare, mediante il telerilevamento, l'effetto delle variazioni interannuali nella temperatura e nelle precipitazioni sulla vegetazione naturale di ambiente mediterraneo.

Si osserva, infatti, come negli anni in cui le temperature medie mostrano valori più elevati gli indici di vegetazione subiscano una riduzione. Questo effetto è particolarmente evidente su alcuni tipi di vegetazione (macchia e bosco di caducifoglie), mentre è ridotto o assente su altri (bosco igrofilo e lecceta). Nelle aree a macchia mediterranea la vegetazione è anche risultata sensibile alla piovosità in entrambe le aree di studio: gli anni con maggiori precipitazioni hanno registrato un aumento degli indici di vegetazione.

La ridotta sensibilità della lecceta e del bosco igrofilo alla variabilità interannuale delle precipitazioni e delle temperature ha probabilmente due diverse spiegazioni.

La lecceta costituisce un tipo di vegetazione particolarmente bene adattato alle estati calde e secche tipiche dell'ambiente mediterraneo. Il leccio, infatti, oltre ad essere dotato di efficienti meccanismi di difesa a livello fogliare in grado di ridurre la traspirazione e quindi la perdita d'acqua ad elevate temperature (Crescente *et al.*, 2002), è una specie a crescita lenta dotata di un apparato radicale molto profondo (Barbero *et al.*, 1992) ed in grado di garantire un certo approvvigionamento idrico, indipendentemente dall'apporto delle precipitazioni. Queste caratteristiche spiegano per la lecceta la scarsa sensibilità degli indici di vegetazione ai parametri climatici.

Il bosco igrofilo, al contrario, cresce in zone dove il terreno è pressoché costantemente saturo d'acqua. Questa sovrabbondanza nella disponibilità idrica può contribuire ad ammortizzare gli effetti delle variazioni di temperatura e piovosità nei diversi anni.

La macchia mediterranea è in parte composta da specie sclerofille sempreverdi come il leccio, ovvero che presentano morfologie fogliari (foglie particolarmente spesse e coriacee, ecc.) e strategie ecologiche (meccanismi precoci di chiusura degli stomi, ecc.) particolarmente adattate all'ambiente mediterraneo. Alcune altre specie della macchia, come gli arbusti semi-decidui, presentano invece apparati radicali più superficiali ed una crescita molto più rapida, avendo adottato strategie ecologiche basate sulla diversità morfologica tra il fogliame invernale ed il fogliame estivo (Orshan, 1963; Westman, 1981; Christodoulakis, 1989; Correia *et al.*, 1992) ed un restringimento del periodo di crescita alla stagione più favorevole (Werner *et al.* 1999). Sebbene quindi la macchia mediterranea sia composta da una varietà di specie con diversi modelli di adattamento all'ambiente in cui esse coesistono, diversi studi condotti sugli aspetti ecofisiologici di questi adattamenti mostrano come sia l'ammontare

delle precipitazioni “la variabile che predice in modo significativo le risposte dello stato idrico delle specie sempreverdi mediterranee su scala inter-annuale” (Bombelli *et al.*, 2005), in particolar modo nei periodi di massima attività fotosintetica (Gratani *et al.*, 1997; Gratani e Ghia, 2002). Questa peculiarità della macchia mediterranea sembra essere rilevata dall’indice NDWI risultato sensibile alle precipitazioni cumulate negli ultimi tre mesi. L’effetto della temperatura è importante invece solo per intervalli temporali corrispondenti agli ultimi 30-10 giorni indicando il prevalere dell’incidenza di aspetti funzionali su quelli strutturali. E’ difficile infatti pensare che le temperature degli ultimi 30 giorni possano influenzare in maniera così forte aspetti strutturali della vegetazione quali il LAI o la biomassa. Più facile è invece pensare che temperature estive più alte siano associate a condizioni di stress idrico compensate da una riduzione dell’attività fotosintetica, specialmente nelle specie vegetali più sensibili.

L’importanza della temperatura nel regolare gli aspetti ecofisiologici si ritrova anche quando si analizza il bosco caducifoglio. Qui in particolare l’indice NDWI risulta negativamente correlato alle temperature medie degli intervalli temporali di 90, 30 e 10 giorni, evidenziando una riduzione del contenuto idrico fogliare (ma anche del contributo di umidità dovuto al *background*) in corrispondenza di temperature maggiori. Inoltre, in questa formazione, l’indice NDVI risulta negativamente correlato alle temperature medie degli ultimi 10-30 giorni, come probabile conseguenza della riduzione dell’attività fotosintetica in condizioni di stress termico.

Nel complesso, i risultati ottenuti mostrano un possibile effetto delle variazioni climatiche interannuali non solo su aspetti della fenologia quali la durata o l’inizio della stagione di crescita della vegetazione, ma anche sui massimi stagionali raggiunti. E’ inoltre da notare che, mentre gli studi condotti a latitudini medio-alte hanno evidenziato un effetto positivo dell’aumento delle temperature sulla crescita vegetale, questi risultati evidenziano una riduzione degli indici di vegetazione in corrispondenza di temperature medie più alte.

In conclusione, questi risultati si prestano a due tipi di considerazioni. Primo, evidenziano una eterogeneità nella risposta della vegetazione mediterranea alla variabilità interannuale di precipitazioni e temperature: all’interno di uno stesso ecosistema le diverse tipologie vegetali mostrano variazioni non indifferenti nella loro risposta alle variazioni climatiche, riflesso della elevata “diversità” rilevabile all’interno di ogni cenosi ed esprimibile anche in strategie di adattamento assai diversificate. Risulta quindi difficile astrarre principi generali e fare previsioni quantitative sulle possibili risposte prevalenti degli ecosistemi mediterranei ai cambiamenti climatici. Secondo, questi risultati mostrano come negli ecosistemi mediterranei

le variazioni climatiche possano indurre cambiamenti, non solo nella fenologia, ma anche nei massimi stagionali raggiunti dagli indici di vegetazione, e come questi cambiamenti possano essere di segno opposto rispetto a quanto osservato a latitudini maggiori.

Poichè basata su un set di dati non molto esteso, questa analisi, seppur confortante, andrebbe tuttavia considerata come un'indagine preliminare deputata allo scopo di verificare le potenzialità della serie storica Landsat nell'indagare gli effetti della variabilità climatica sulla vegetazione in aree mediterranee.

8. CONCLUSIONI

Sebbene il telerilevamento sia divenuto uno strumento di indagine quasi fondamentale nelle analisi ambientali per poter estrapolare e monitorare dati di tipo ecologico, esistono alcuni limiti relativi alla scala di dettaglio e alla accuratezza con cui questi dati vengono prodotti. Molti fenomeni di interesse ecologico avvengono, infatti, a scale locali sebbene possano manifestarsi anche su aree molto estese (Read *et al.*, 2003). Tuttavia il livello spaziale fornito dai satelliti a media risoluzione ampiamente utilizzati e disponibili già da alcuni decenni probabilmente non è sufficiente per la maggior parte degli studi di tipo ecologico (Aplin, 2005). I progressi tecnologici nel campo dei sensori satellitari hanno prodotto, in tempi recenti, una nuova generazione di satelliti in grado di fornire immagini con risoluzioni spaziali adeguate a condurre indagini alle scale di dettaglio con la quale vengono solitamente effettuati i campionamenti in ricerche ambientali e in studi sulla copertura del suolo (Goward *et al.*, 2003).

Il degrado delle risorse vegetali in aree vulnerabili alla desertificazione, interessa gran parte del territorio delle regioni meridionali italiane manifestandosi negli ambienti naturali e semi-naturali (oggetto di questa ricerca) attraverso variazioni quali-quantitative delle coperture vegetali.

L'elaborazione e la fotointerpretazione di dati telerilevati (da aereo e da satellite) consentono di rilevare e monitorare l'estensione e la distribuzione delle diverse formazioni vegetali nonché lo stato e l'evoluzione di importanti parametri biofisici della vegetazione mediante lo sviluppo di relazioni semi-empiriche con misure di riflettanza. Al contempo, la scarsità di informazioni cartografiche dettagliate ed aggiornate in formati (digitali) utilizzabili per l'integrazione con dati di tipo satellitare, può costituire un limite allo studio degli ambienti considerati ed in particolare ad analisi ecologiche mediante dati telerilevati.

Nel corso di questo lavoro le tecniche del telerilevamento satellitare sono state applicate allo studio della vegetazione naturale in ambiente mediterraneo, allo scopo di sviluppare metodologie di indagine in grado di fornire una visione sinottica delle problematiche ambientali e di acquisire informazioni funzionali all'interpretazione delle risposte degli ecosistemi mediterranei ai cambiamenti globali e ai processi di desertificazione in particolare. Data la scarsità di informazioni pregresse per le due aree di studio si è prefigurata la necessità

di condurre delle indagini a vario livello che fornissero un quadro dettagliato sulle formazioni vegetali e costituissero il supporto per le successive analisi. Nell'ambito di questo lavoro sono state condotte campagne di rilevamento con lo scopo di inquadrare la vegetazione delle aree oggetto di studio. Le informazioni raccolte hanno costituito le conoscenze di partenza per l'elaborazione di immagini satellitari ad alta risoluzione (Ikonos), mediante tecniche di classificazione *supervised*, con le quali sono state prodotte mappe di distribuzione della vegetazione reale attuale. Il metodo adottato, basato su una tecnica di elaborazione consolidata, ha dato ottimi risultati in entrambe le aree. Inoltre, si è dimostrato competitivo con le tecniche tradizionali soprattutto per gli aspetti che riguardano il campionamento *in situ*, la validazione dei risultati e per la possibilità di regolari aggiornamenti ai fini del monitoraggio efficace di parametri critici che questo tipo di dati consente.

In particolare l'approccio multitemporale sperimentato ha messo in evidenza delle differenze tra le due aree di studio per l'applicazione di questo tipo di metodologia: infatti a Monte Coppolo le differenze spettrali legate alla fenologia che si manifestano nelle diverse formazioni vegetali tra giugno e agosto consentono di discriminare con un'accuratezza maggiore la vegetazione presente, al contrario a Bosco Pantano a causa della forte variabilità temporale nelle condizioni di umidità del suolo è preferibile limitare la classificazione all'uso di una singola immagine per ottenere distribuzioni della vegetazione più accurate.

Nella parte successiva del lavoro è stata invece testata la validità di un approccio basato sull'uso integrato di immagini ad alta (Ikonos) e media risoluzione (Landsat) per ottenere stime spazializzate dell'indice di area fogliare (LAI), importante parametro biofisico che regola e influenza i processi fondamentali degli ecosistemi (fotosintesi, evapotraspirazione, produzione primaria). A tal fine, sono state testate diverse metodologie per individuare delle relazioni ottimali tra dati multispettrali ed il LAI da poter poi utilizzare per produrre mappe del parametro in questione su scale più ampie. Risultati molto differenti si sono ottenuti a seconda che si basasse la relazione su indici spettrali o sull'utilizzo di tutte le bande disponibili (e di un parametro di normalizzazione topografica) come variabili indipendenti. Il metodo migliore si è rivelato quest'ultimo pur mostrando differenze sostanziali nella capacità predittiva del LAI nei due diversi anni di osservazione, sia a scala Ikonos sia a scala Landsat. L'indagine condotta ha messo in evidenza come le relazioni trovate differiscano a seconda della tipologia di vegetazione indagata e anche del momento fenologico in cui sono stati acquisiti i dati spettrali, in particolare esse sono più affidabili quando i dati corrispondono ad una fase avanzata o per lo meno "stabile" dello sviluppo vegetativo mentre risentono della

contemporanea presenza di specie con comportamento fenologico diversificato.

Nell'ultima fase del lavoro è stata condotta una indagine per valutare la sensibilità di alcuni indici spettrali di vegetazione (NDVI e NDWI) derivati da una serie storica di immagini Landsat (1984-2005) alle variazioni interannuali. Gli indici spettrali sono strettamente legati alla presenza di vegetazione fotosinteticamente attiva e quindi vengono utilizzati per correlare i dati telerilevati a parametri biofisici come l'indice di area fogliare (LAI), la percentuale di copertura vegetale, la quantità di biomassa fotosinteticamente attiva, lo stato di salute, il contenuto di pigmenti fogliari, ecc.. In questo caso sono stati utilizzati per un'indagine qualitativa sulle differenze nelle risposte delle diverse tipologie di vegetazione alle variazioni interannuali di alcuni parametri climatici. I risultati di questa analisi mostrano comportamenti e risposte diverse in funzione delle diverse capacità ed adattamenti ecofisiologici acquisiti dalla vegetazione. In particolare, nelle formazioni a querce caducifoglie e a macchia, mostrano una riduzione degli indici in corrispondenza di un aumento delle temperature medie (rilevate in determinati periodi che precedono l'acquisizione satellitare), in quest'ultima formazione è stata anche individuata una risposta positiva (aumento dell'indice NDWI) all'incremento delle precipitazioni. Tuttavia, quest'analisi andrebbe considerata come un'indagine esplorativa finalizzata a verificare le potenzialità della serie storica Landsat nell'indagare gli effetti della variabilità climatica sulla vegetazione in aree mediterranee, i risultati ottenuti andrebbero infatti confortati dall'ampliamento del dataset utilizzato.

In definitiva tre sono le principali conclusioni di questo studio:

1. L'utilizzo di tecniche di analisi di immagini satellitari ad elevato dettaglio (Ikonos) risulta di estremo interesse per la mappatura di tipologie di vegetazione mediterranee complesse, di mosaici articolati, di strutture con fisionomie apparentemente molto simili. La realizzazione di mappe di *stato* della componente vegetazionale del territorio o dei paesaggi è determinante nell'analisi di trend dinamici naturali o procurati da fattori antropici specifici. La valutazione delle *pressioni* in funzione di determinate attività e delle *risposte* in ragione di programmazioni gestionali specifiche può essere validamente verificata utilizzando la vegetazione nelle sue componenti strutturali o funzionali come indicatore di qualità e cambiamento, avendo questa le importanti capacità di adattarsi agli stress (entro specifici limiti) ma anche di mantenerne la memoria.
2. Le metodologie utilizzate consentono solo in misura limitata l'estrapolazione temporale dei modelli predittivi semi-empirici del LAI sviluppati sulla base di un

determinato insieme di dati satellitari (anche di elevata risoluzione), in quanto numerosi fattori influiscono sulle relazioni tra la riflettanza spettrale e il parametro biofisico misurato. Esiste quindi una fortissima priorità scientifica per lo sviluppo di metodologie che consentano una migliore stima quantitativa di variabili biofisiche a partire da dati telerilevati e con un ridotto uso di dati di calibrazione da raccogliere a terra.

3. Gli ecosistemi naturali mediterranei rispondono in maniera complessa e non facilmente prevedibile ai cambiamenti globali. In particolare, le tipologie di risposta caratteristiche degli ecosistemi posti a latitudini medio-alte sembrano differire da quelle degli ecosistemi posti a latitudini minori. Anche in questo caso, quindi, una priorità scientifica maggiore dovrà essere data al tentativo di colmare il divario di informazioni esistente, ed in parte dovuto alla difficoltà di ottenere un quadro esaustivo delle conoscenze in ambienti ad altissima biodiversità quali quelli mediterranei, al fine di comprendere e monitorare le risposte dei diversi ecosistemi ai cambiamenti climatici.

9. BIBLIOGRAFIA

- Altobelli A., Napolitano R., Bressan E., Ganis P. e Feoli E., 2003. Analisi dell'informazione spettrale della vegetazione tramite l'impiego di indici ottenuti da immagini satellitari Landsat. 7° Conferenza Nazionale ASITA, Verona
- Andersen, J., Dybkjaer, G., Jensen, K. H., Refsgaard, J. C., & Rasmussen, K., 2002. Use of remotely sensed precipitation and leaf area index in a distributed hydrological model. *Journal of Hydrology*, 30, 34– 50.
- Anderson M. C., Neale C. M. U, Li F., Norman J. M., Kustas W. P., Jayanthi H., J. Chavez, 2004. Upscaling ground observations of vegetation water content, canopy height, and leaf area index during SMEX02 using aircraft and Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 92, 447-464.
- Aplin P., 2005. Remote sensing: ecology. *Progress in Physical Geography*, 29, 1: 104–113
- Asner G.P., 1998. Biophysical and Biochemical Sources of Variability in Canopy Reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 64, 234-253.
- Asner G.P., Scurlock J.M.O., Hicke J.A., 2003. “Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies”. *Global Ecology & Biogeography*, Vol. 12, Issue 3, 191-205.
- Atlante Nazionale delle aree a Rischio di Desertificazione -Relazione finale (2003). Prodotto da CRA - Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura, Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Centro nazionale di Cartografia Pedologica, Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, INEA - Istituto Nazionale di Economia Agraria.
- Avery, T. and Berlin, G. 1992: *Fundamentals of remote sensing and airphoto interpretation* (5th edn). Toronto: Maxwell Macmillan.
- Bachmann, C.M., Donato, T., Dubois, K., Fusina, R.A., Bettenhausen, M., Porter, J.H. and Truitt, B.R. 2001. Automatic detection of an invasive plant species on a barrier island in the Virginia coast reserve using HYMAP and IKONOS imagery. *Proceedings international geoscience and remote sensing symposium (IGARSS) 2001* 5. Sydney: IEEE, 2172–74.
- Barbati A., Corona P. ,2003, “Rapporto RIADE Foreste Italia. Caratterizzazione tipologica dei rapporti tra sistemi forestali e processi di desertificazione osservati e studiati in Italia e sviluppo di un sistema di riferimento per la loro rappresentazione sistematica”. In *caratterizzazione tipologica dei fenomeni di desertificazione nell'Italia meridionale ed insulare*. Enne G.e Iannetta M. (a cura di), 2006 ENEA.
- Barbero, M., Loisel, R., Quezel, P., 1992. Biogeography, ecology and history of Mediterranean *Quercus ilex* ecosystems. *Vegetatio*, 99–100, 19–34.
- Baret F., Guyot G., 1991. TSAVI: a vegetation index which minimises soil brightness effects on LAI and APAR estimation. *Remote Sensing of Environment*, no.35: 161-173.
- Bauer, M.E., T.E. Burk, A.R. Ek, P.R. Coppin, S.D. Lime, T.A. Walsh, D.K. Walters, W. Befort, and D.F. Heinzen, 2001. *Satellite Inventory of Minnesota Forest Resources*. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing.

- Bavusi A., 2006 – Ambiente e paesaggio dell'arco ionico. Basilicata Regione Notizie, n°113-114, pp. 18-29.
- Bavusi A., Settembrino G., 1992. Il Bosco di Policoro. Natura in Basilicata. Alfagrafica Volonnino Lavello. 103-112.
- Bolstad, P. V. & Lillesand, T. M. 1992. Improved classification of forest vegetation in northern Wisconsin through a rule-based combination of soils, terrain, and Landsat ThematicMapper data. *Forest Science* 38 (1): 5–20.
- Bombelli A., Gratani L., 2005. Risposte funzionali delle specie sempreverdi della macchia mediterranea alla disponibilità idrica. *Informatore Botanico Italiano*, 37 (1A), 182-183.
- Bonan G.B., 1998. The land surface climatology of the NCAR land surface model coupled to the NCAR community climate model. *Journal of Climate*, 11, 1307-1327.
- Bonhomme R., 2000. Bases and limits to using 'degree.day' units. *European Journal of Agronomy*, 13: 1-10
- Boresjö Bronge L., 2004. SKB R-04-24 Satellite remote sensing for estimating leaf area index, FPAR and primary production. A literature review. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Stockholm Sweden. Versione pdf disponibile su www.skb.se
- Boyd D.S. and Danson F.M., 2005. Satellite remote sensing of forest resources: three decades of research development. *Progress in Physical Geography*, 29,1: 1-26.
- Boyer, M., Miller, J., Berlinger, M. & Hare, E. 1988. Senescence and spectral reflectance in leaves on northern pin oak *Quercus palustris* Muench. *Remote Sensing of Environment*. 25: 71–87.
- Bréda NJJ, 2003. Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *Journal of Experimental Botany* 54 (392): 2403-2417.
- Brivio P.A., Lechi G.M., Zilioli E., (a cura di) 1992. Il telerilevamento da aereo e da satellite. Carlo Delfino Editore, Sassari
- Brivio P.A., Tomasoni R., Zilioli E., 1993. Il telerilevamento delle caratteristiche naturali e funzionali delle comunità acquatiche e terrestri, in *Ecologia Applicata* (a cura di R. Marchetti), CittàStudiEdizioni: 434-466.
- Broge N.H., Leblanc E., 2000. Comparing prediction power and stability of broadband and hyperspectral vegetation indices for estimation of green leaf area index and canopy chlorophyll density. *Remote Sens. of Environment* 76:156-172.
- Boresjö Bronge L, 2004. Satellite remote sensing for estimating leaf area index, FPAR and primary production. A literature review. SKB Rapport R-04-24. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co
- Carlson T., and Ripley D., 1997. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 62: 241–252.
- Campbell, J.B., 1996, *Introduction to remote sensing*, 2nd edition, Taylor&Francis, London, UK.
- Cantore V., F. Iovino e G. Pontecorvo, 1987. Aspetti climatici e zone fitoclimatiche della Basilicata. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto di Ecologia e Idrologia Forestale. Cosenza. Pubblicazione n.2.
- Capolsini, P., Andrefouet, S., Rion, C. and Payri, C. 2003: A comparison of Landsat ETM+, SPOT HRV, Ikonos, ASTER, and airborne MASTER data for coral reef habitat mapping in

- south pacific islands. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29: 187–200.
- Casarano D., Polemio M., 2004. Trend termoplumiometrici e siccità in Italia meridionale. Convegno AIAM, Matera 22-23 aprile 2004 [<http://www.agrometeorologia.it/convegna.shtml>]
- CCRS, *Canadian Centre for Remote Sensing*. Tutorial: fundamentals of remote sensing.
- Chander, G., & Markham, B., 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(11), 2674–2677.
- Chason, J.W., Baldocchi, D.D., Huston, M.A., 1991. Comparison of direct and indirect methods for estimating forest canopy leaf-area. *Agriculture and Forest Meteorology*. 57, 107–128.
- Chavez P.S. Jr., 1996. Image-Based Atmospheric Corrections - Revisited and Improved, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 62(9): 1025-1036.
- Chen, J.M. and T.A. Black. 1992a. Defining leaf area index for non-flat leaves. *Plant, Cell and Environment*. 15:121-129.
- Chen, J.M. and T.A. Black. 1992b. Foliage area and architecture of plant canopies from sunfleck size distributions. *Agric. For. Meteorol.* 60:249-266.
- Chen, J. M., and J. Cihlar. 1998. BOREAS RSS-07 LAI, Gap Fraction, and fPAR Data. Data set. Available on-line [<http://www.daac.ornl.gov>] from Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A.
- Chen J.H., Kan C.E., Tan C.H., Shih S.F., 2002: Use of spectral information for wetland evapotranspiration assessment. *Agricultural Water Management*, 55: 239-248
- Chen J.M., G. Pavlic, L. Brown, J. Cihlar, S.G. Leblanc, H.P. White, R.J. Hall, D.R. Peddle, D.J. King, J.A. Trofymow, E. Swift, J. Van Der Sanden, P.K.E. Pellikka, 2002. Derivation and validation of Canada-wide coarse-resolution leaf area index maps using high-resolution satellite imagery and ground measurements. *Remote Sensing of Environment*, 80 165– 184.
- Christodoulakis, N.S., 1989. An anatomical study of seasonal dimorphism in the leaves of *Phlomis fruticosa*. *Ann. Bot.* 63, 389–394.
- Cihlar J, St-Laurent L, Dyer J A, 1991. Relation between the normalized difference vegetation index and ecological variables. *Remote Sens. Environ.* 35:279–298.
- Clark PE, Seyfried MS, and Harris B (2001). Intermountain plant community classification using Landsat TM and SPOT HRV data. *Journal of Range Management* 54:152–160.
- Clark, D.B., Read, J.M., Clark, M.L., Cruz, A.M., Dotti, M.F. and Clark, D.A. 2004. Application of 1-m and 4-m resolution satellite data to ecological studies of tropical rain forests. *Ecological Applications*, 14: 61–74.
- Clevers J. G. P. W., van Leeuwen H. J. C., 1996. Combined Use of Optical and Microwave Remote Sensing Data for Crop Growth Monitoring. *Remote Sensing of Environment*, no. 56: 42-51.
- Clevers, J. G., 1988, The derivation of a simplified reflectance model for the estimation of leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 35, 53–70.
- CNLD (Comitato Nazionale per la Lotta alla Desertificazione), 1998. “Prima comunicazione nazionale alla UNCCD”, A cura del Ministero dell’Ambiente, 1999.
- Cocca G., Cocca C., 2005. Le formazioni boschive litoranee in provincia di Matera: funzioni

e problematiche gestionali. Sezione Speciale - Cambiamento climatico e inquinamento: effetti sulle foreste meridionali, *Forest@*, 2 (1): 107-109

Colacino C., Fascetti S., Fici S. 1992 – Aspetti della vegetazione forestale del Bosco di Policoro. Atti 87° Congresso SBI. Giorn. Bot. It. 126(2):445.

Colombo, R., Bellingeri, D., Fasolini, D., Marino, C.M. 2003. Retrieval of leaf area index in different vegetation types using high resolution satellite data. *Remote Sensing of Environment* 86, 120–31.

Congalton R.G. & Mead R.A., 1983. A quantitative method to test for consistency and correctness in photointerpretation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49: 69-74.

Congalton, R. G., 1988. A Comparison of Sampling Schemes Used in Generating Error Matrices for Assessing the Accuracy of Maps Generated from remotely Sensed Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 54, No. 5, pp. 593-600.

Congalton, R.G., 1991. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 37: 35-46.

Cook Elizabeth A., Iverson Louis R., Graham Robin L., 1989. Estimating Forest Productivity with Thematic Mapper and Biogeographical Data. *Remote Sensing of Environment*, no.28: 131-141.

Corona P, 2005. Desertificazione, siccità, foreste e ricerca. *Forest@* 2 (3): 256-257. [online] URL: <http://www.sisef.it/>

Correia, O., Martins, A.C., Catarino, F., 1992. Comparative phenology and seasonal foliar nitrogen variation in Mediterranean species of Portugal. *Ecol. Mediterr.* 18, 7–18.

Crescente MF, Gratani L., 2002. Shoot growth efficiency and production of *Quercus ilex* L. in different climates. *Flora*, 197, 2-9.

Crippen, R.E., 1990. Calculating the vegetation index faster. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 34: 71-73.

Crum S., 1995. Aerial Photography and Remote Sensing. The Geographer's Craft Project, Department of Geography, University of Colorado.

Cubasch U, Von Storch H, Waszkewitz J, Zorita E, 1996. Estimates of climate change in Southern Europe derived from dynamical climate model output. *Climate Research* 7: 129-149.

Curran, P.J., 1981. Multispectral remote sensing for estimate biomass and productivity. In: Smith, H. (Ed.), *Plants and the Daylight Spectrum*. Academic Press, London, pp. 65– 99.

Cutini A., Matteucci G., Scarascia Mugnozza G., 1998 – Estimation of leaf area index with the Li-Cor LAI 2000 in deciduous forests. *For. Ecol. Manag.*, 105, 55-65.

D'Antonio D., D'Antonio P., 1995. Difesa e valorizzazione di un territorio fragile. *Notizie Basilicata Regione n. 1*, pp. 7-20

Davi H., Soudani K., Deckx T., Dufrêne E., Le Dantec V. and François C., 2006. Estimation of forest leaf area index from SPOT imagery using NDVI distribution over forest stands. *International Journal of Remote Sensing* Vol. 27, No. 5, 10 March 2006, 885–902

Deblonde, G., Penner, M. & Royer, A. (1994) Measuring leaf area index with the Licor LAI-2000 in pine stands. *Ecology*, 75, 1507–1511.

De Angelis P, de Dato G, Spano D, Duce P, Sirca C, Asunis C, Pellizzaro G, Cesaraccio C,

- Sechi S, Scarascia Mugnozza G, 2005. Una nuova area sperimentale di lungo termine, per lo studio degli effetti dell'incremento della temperatura e del periodo di aridità in formazioni di sclerofille mediterranee. *Forest@ 2* (1): 37-51. [online] URL: <http://www.sisef.it/>
- De Capua E.L., 1996. Il Bosco di Policoro: un relitto di foresta planiziarica. Parchi, riserve e oasi, Basilicata Regione Notizie, n.5-6, 1996, pp.87-92.
- De Stefano A., Lorusso M., 2004a. L'analisi dei dati pluviometrici in Basilicata. Conoscere la Basilicata. Regione Basilicata.
- De Stefano A., Lorusso M., 2004b. L'idrologia del territorio regionale: i bacini lucani. Conoscere la Basilicata. Regione Basilicata.
- Dechka, J.A., Franklin, S.E., Watmough, M.D., Bennett, R.P. and Ingstrup, D.W. 2002: Classification of wetland habitat and vegetation communities using multi-temporal Ikonos imagery in southern Saskatchewan. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 28: 679–85.
- D'Urso, Menenti M., Santini A., 1999. Regional application of one-dimensional water flow models for irrigation management. *Agricultural Water Management*, 40, 291-302.
- Dufrêne E., Bréda N., 1995. Estimation of deciduous forest leaf-area index using direct and indirect methods. *Oecologia*. 104: 156–162.
- EOBEM Project - Earth Observation for grassland, shrubland and woodland Biomass Estimate and Management, 2001. Training document, Advanced Computer System SpA e ENEA.
- ERDAS Field Guide, 5th edition, 1999. ERDAS®, Inc. Atlanta, Georgia
- FAO - Sustainable Development Department , 1999a. Satellite Imagery to Assist Forest Management - Pilot study in Morocco. *Fao Remote Sensing for Decision-makers Series*, no. 15.
- FAO - Sustainable Development Department, 1999b. Satellite Imagery for Rangeland Assessment and Monitoring - Pilot study in Morocco. *Fao Remote Sensing for Decision-makers Series*, no. 16.
- Fascetti S., 1996. Alcune fitocenosi caratteristiche del paesaggio vegetazionale della Basilicata. *Risorsa natura in Basilicata*, Basilicata Regione Notizie, 9 , n. 5-6, pp. 143-146.
- Fascetti S., 1996. Alcune fitocenosi caratteristiche del paesaggio vegetazionale della Basilicata. *Risorsa natura in Basilicata*, Basilicata Regione Notizie, n. 5-6, pp. 143-146.
- Fassnacht K.S., Cohen W.B., Spies T.A., 2006. Key issues in making and using satellite-based maps in ecology: A primer .*Forest Ecology and Management*, 222: 167–181.
- Franklin, S.E., Wulder, M.A. and Gerylo, G.R. 2001: Texture analysis of IKONOS panchromatic data for Douglas-fir forest age class separability in British Columbia. *International Journal of Remote Sensing* 22, 2627–32.
- Furby S. L., Campbell N. A., 2001. Calibrating images from different dates to “like value” digital count. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 77 issue 2 – pp. 186-196.
- Gao, B. C. (1996). NDWI—a normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58, 257– 266.
- Garson D. C. and Lacaze B., 2003. Monitoring Leaf Area Index of Mediterranean oak woodlands: comparison of remotely-sensed estimates with simulations from an ecological process-based model. *International Journal of Remote Sensing*, 2003, vol. 24, n. 17, 3441–3456.

- Gates D., Keegan J.J., Schleter J.C., & Weidner V.R., 1965. Spectral properties of plants. *Applied Optics*, 4, 11-20.
- Gitelson A., Kaufman Y.J., Merzylak M., 1996. Use of green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 58: 289-299.
- Gobron N., Pinty B., Melin F., Taberner M., Verstraete M. M., Belward A., Lavergne T. and Widlowski J.-L., 2005. The state of vegetation in Europe following the 2003 drought. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 26, No. 9, pp.2013–2020.
- Gomasasca M. A., 1997. Introduzione a Telerilevamento e GIS per la gestione delle risorse agricole e ambientali. *ArteStampa Daverio (Va), Italia*.
- Gomasasca M.A., 2003. L'interpretazione delle immagini telerilevate. *Bollettino SIFET* 3/2003.
- Gong P., Pu R., Biging G.S., Larrieu M.R., 2003. Estimation of forest leaf area index using vegetation indices derived from Hyperion Hyperspectral data. *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, vol.41, no.6, 1355-1362.
- Goward, S.N., 1989. Satellite bioclimatology. *Journal of Climate*, 2 (7): 710– 720.
- Goward, S.N., Davis, P.E., Fleming, D., Miller, L. and Townshend, J.R. 2003: Empirical comparison of Landsat 7 and IKONOS multispectral measurements for selected Earth Observation System (EOS) validation sites. *Remote Sensing of Environment*. 88: 80–99.
- Gower S.T., Kucharik C.J., Norman J.M., 1999. Direct and indirect Estimation of Leaf Area Index, fAPAR, and Net Primary Production of Terrestrial Ecosystems. *Remote Sens. of Environ.* 70: 29–51.
- Gratani L., Ghia E., 2002. Changes in morphological and physiological traits during leaf expansion of *Arbutus unedo*. *Envir. Exp. Bot.*, 48, 51-60.
- Gratani L., Varone L., Bombelli A., 2005. modelli adattativi di specie sempreverdi mediterranee. *Informatore Botanico Italiano*, 37 (1°), 216-217.
- Gratani, L., Crescente, M.F., 1997. Phenology and leaf adaptative strategies of Mediterranean maquis plants. *Ecol. Medit.* 23, 11–19.
- Grignetti A., Salvatori R., Casacchia R., Manes F., 1997. Mediterranean vegetation analysis by multi-temporal satellite sensor data. *International Journal of Remote Sensing*, 1997, vol. 18, no. 6, 1307- 1318.
- Haboudane D., Miller John R., Pattey Elizabeth, Zarco-Tejada Pablo J., Strachan Ian B., 2004. Hyperspectral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies: Modeling and validation in the context of precision agriculture. *Remote Sensing of Environment*, 90:337–352.
- Hayes, D.J. and Sader, S.A. 2001: Comparison of change-detection techniques for monitoring tropical forest clearing and vegetation regrowth in a time series. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67: 1067–75.
- Helfert, M.R. and Lulla, K.P. 1990. Mapping continental scale biomass burning and smoke palls over the Amazon basin as observed from the Space Shuttle. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 56, 1367–73.
- Hill, J., 1996, A short user's guide for atmospheric correction programs of the remote sensing department. Technical report, University of Trier, Germany.
- Hill, J., Sommer, S., Mehl, W., Megier J., 1996. A conceptual framework for mapping and

- monitoring the degradation of Mediterranean ecosystems with remote sensing. In *The Use of Remote Sensing for Land Degradation and Desertification Monitoring in the Mediterranean Basin—State of the art and future research*, edited by J. Hill and D. Peter (Luxembourg: Office for Official publications of the European Communities), Report EUR 16732, pp. 23–44.
- Hochberg, E.J. and Atkinson, M.J. 2004: Capabilities of remote sensors to classify coral, algae, and sand as pure and mixed spectra. *Remote Sensing of Environment* 85, 174–89.
- Huete A.R., 1988. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*. 25: 295-309.
- Hunsaker D.J., Pinter jr P.J., Barnes, E.M., Kimball B.A., 2003. Estimate cotton evapotranspiration crop coefficients with a multispectral index. *Irrigation Science*, 22: 95-104.
- IPCC, 2001: Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I in The Third Assessment Report of Intergovernmental Panel on Climate Change, eds.: Houghton, J.T.; Ding, Y.; Griggs, D. J.; Noguera, M.; Van Der Linden, P. J.; Dai, X.; Maskell, K. & Johnson, C A. – Cambridge University Press.
- Jackson T. J., Chen D., Cosh v, Li F., Anderson M., Walthall C., Doriaswamy P., Hunt E. R, 2004. Vegetation water content mapping using Landsat data derived normalized difference water index for corn and soybeans. *Remote Sensing of Environment* 92, 475–482
- Jensen, John R. 1996. *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall.
- Jensen, J.R., 2000. *Remote Sensing of Environment: An Earth Resource Perspective*. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall
- Jonckheere I., S. Fleck, K. Nackaerts, B. Muys, P. Coppin, M. Weiss, F. Baret, 2004. Review of methods for in situ leaf area index determination Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology* 12: 19–35
- Jordan, C. F., 1969. Derivation of leaf area index from quality of light on the forest floor. *Ecology*, 50, 663– 666.
- Kaufman, Y. J., & Tanre, D. (1992). Atmospherically resistant vegetation index (ARVI). *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, 30, 261– 270.
- Kawabata A., K. Ichii and Y. Yamaguchi, 2001. Global monitoring of interannual changes in vegetation activities using NDVI and its relationships to temperature and precipitation. *Int. J. Remote Sensing*, 2001, vol. 22, no.7: 1377- 1382.
- Kite, G. W., & Pietrorino, A. (1996). Remote sensing applications in hydrological modelling. *Hydrological Sciences Journal*, 41(4), 563– 587.
- Kneizys, F. X., *et al.* 1988. *Users Guide to LOWTRAN 7*. Hanscom AFB, Massachusetts: Air Force Geophysics Laboratory.
- Kucharik, C.J., Norman, J.M. & Gower, S.T. (1998) Measurements of branch area and adjusting leaf area index indirect measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 91, 69–88.
- Kundzewicz ZW, Parry ML, Cramer W, Holten JJ, Kaczmarek Z, Martens P, Nicholls RJ, Öquist M, Rounsevell MDA, Szolgay J (2001). Europe. In: *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Mitigation. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (McCarthy JJ, Canziani OF,

- Leary NA, Dokken DJ, White KS eds), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1032 pp.,
- Lacaze, B., Caselles, V., Coll, C., Hill, J., Hoff, C., De Jong, S., Mehl, W., Negendak, J. F., Riezebos, H., Rubio, E., Sommer, S., Teixeira Fihlo, J., and Valor, E., 1996. Integrated approaches to desertification mapping and monitoring in the Mediterranean basin. In *Final Report of the DeMon-1 Project*, edited by J. Hill (Luxembourg: ECSCEC-EAEC, Brussels), EUR 16448, 176 pp.
- Langley S.K., Cheshire H.M., Humes K.S., 2001. A comparison of single date and multitemporal satellite image classifications in a semi-arid grassland. *Journal of Arid Environments*, 49: 401-411.
- Lavorel S., Canadell J., Rambal S., Terradas J., 1998. Mediterranean terrestrial ecosystem: research priorities on global change effect. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.* 7, 157-166.
- Lechi G.M., 1991. Evoluzione storica delle tecniche di telerilevamento. *Agricoltura e Innovazione*, no.17: 32-37.
- Lee K., Cohen W. B., Kennedy R. E., Maersperger T. K.; Gower, S.T., 2004. Hyperspectral versus multispectral data for estimating leaf area index in four different biomes. *Remote Sensing of Environments*, 91 (3-4): 508-520.
- Li X. , 1994. A Two axis adjusted Vegetation Index (TWVI). *International Journal of Remote Sensing*. Vol. 15, no: 1447-1458.
- Li, Z., & Kafatos, M., 2000. Interannual variability of vegetation in the United States and its relation to El Nino/Southern Oscillation. *Remote Sensing of Environment*, 71(3), 239– 247.
- Li, Z.Q., Khananian, A., Fraser, R.H. and Cihlar, J. 2001. Automatic detection of fire smoke using artificial neural networks and threshold approaches applied to AVHRR imagery. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 39, 1859–70.
- Liang S., 2003. *Quantitative Remote Sensing of Land Surfaces*. New York: Wiley, 2003.
- LI-COR, 1991. *LAI-2000 Plant Canopy Analyzer Operating Manual*. Lincoln, NE, USA .
- Lillesand, T. M., Kiefer, R. W., 1994, *Remote Sensing and Image Interpretation*, 3rd ed. (New York: John Wiley).
- Lunetta R. S., Ediriwickrema J., Johnson D.M., Lyon J.G, McKerrow A, 2002. Impacts of vegetation dynamics on the identification of land-cover change in a biologically complex community in North Carolina, USA. *Remote Sensing of Environment* 82: 258–270.
- Maki M., Ishiahra M., Tamura M., 2004. Estimation of leaf water status to monitor the risk of forest fires by using remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 90, 441–450.
- Malingreau, J.P., 1989. The vegetation index and the study of vegetation dynamics. In: Toselli, F. (Ed.), *Application of Remote Sensing to Agrometeorology*. ECSC, Brussels, pp. 285– 303.
- Maselli F., 2004. Monitoring forest conditions in a protected Mediterranean coastal area by the analysis of multiyear NDVI data. *Remote Sensing of Environment* 89: 423–433.
- Mather, P.M., 1987. *Computer Processing of Remotely-Sensed images*. Wiley, England, 351 pp.
- Michaelsen, J., 1987, Cross-validation in statistical climate forecast models. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 26: 1589–1600.

- Miller, J. R., Wu, J., Boyer, M. G., Berlangier, M. & Hare, E. W. 1991. Seasonal patterns in leaf reflectance rededge characteristics. *International Journal of Remote Sensing*, 12(7): 1509–1523.
- Moran & Jakson, 1991. Assessing the spatial distribution of evapotranspiration using remotely sensed inputs. *Journal of Environmental Quality*, 20: 725-737.
- Myneni R.B., Keeling C.D., Tucker C.J., Asrar G. & Nemani R.R., 1997a. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature*, vol. 386: 698-702.
- Myneni R.B., Nemani R.R., Running S.W., 1997b. Estimation of global leaf area index and absorbed PAR using radiative transfer models. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 35:1380–1393.
- Myneni, R.B., Tucker, C.J., Asrar, G., and Keeling, C.D., 1998. Interannual variations in satellite-sensed vegetation index data from 1981–1991. *Journal of Geophysical Research*, 103, 6145–6160.
- Nackaerts K., Coppin P., Muys B., Hermy M., 2000 – Sampling methodology for LAI measurement with LAI-2000 in small forest stands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 101: 247-250.
- Nemani R., Pearce L., Running S., Band L., 1993, Forest ecosystem processes at the watershed scale: sensitivity to remotely-sensed Leaf Area Index estimates. *International Journal of Remote Sensing*, 14: 2519–2534.
- Nemani, R. R., Keeling, C. D., Hashimoto, H., Jolly, W. M., Piper, S. C., Tucker, C. J., *et al.*, 2003. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science*, 300: 1560– 1563.
- Orshan, G., 1963. Seasonal dimorphism of desert and Mediterranean chamaephytes and its significance as a factor in their water economy. In: Rutter, A.J., Whitehead, F.H. (Eds.), *The Water Relations of Plants*. Blackwell Scientific, Oxford, pp. 206–222.
- Palandro, D., Andrefouet, S., Dustan, P. and Muller-Karger, F.E. 2003a: Change detection in coral reef communities using Ikonos satellite sensor imagery and historic aerial photographs. *International Journal of Remote Sensing*, 24: 873–78.
- Palmroth S.; Berninger, F.; Nikinmaa, E. ; Lloyd, J.; Pulkkinen, P. & Hari, P., 1999. Structural adaptation rather than water conservation was observed in Scots pine over a range of wet to dry climates. *Oecologia*, 121: 302-309.
- Papanastasis V. P., Platis P. D. and Dini-Papanastasi O., 1997. Productivity of deciduous woody and fodder species in relation to air temperature and precipitation in a Mediterranean environment. *Agroforestry Systems*, 37: 187–198.
- Pedrotti F., 1980. Foreste ripariali lungo la costa adriatica dell'Italia, *Colloques Phytosociologiques IX*, Les foret alluviales, Strasbourg.
- Peñuelas J., Filella I., Comas P., 2002. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology*, 8, 531-544.
- Pereira JS, Chaves MM, 1995. Plant responses to drought under climate change in mediterranean-type ecosystems. In Moreno *et al.*: *Global change and Mediterranean-type ecosystems*. Springer-Verlag, New York, 140-160.
- Pignatti S., 1953. Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale, con particolare riguardo alla vegetazione litoranea. *Archivio Botanico*, 28(4): 265-329; 29(1): 1-25, 65-98; 129-174.

- Pignatti S., 1998. I Boschi di Italia - Sinecologia e Biodiversità. UTET. Pagg. 105-117.
- Pinty B. & Vestraete H.M., 1991. GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellite. *Vegetatio*, 101:15-20.
- Polemio, M., Dragone, V., Limoni, P.P., Mitolo, D. e Santaloia, F., 2003. Caratterizzazione idrogeologica della piana di Metaponto, qualità e rischi di degrado delle acque sotterranee. *Acque Sotterranee*, 8: 35-49.
- Qi J., Chehbouni A., Huete A.R., Kerr Y., 1994. Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI). *Remote Sensing of Environment*, 48: 119-126.
- Qi J., R.C. Marsett b, M.S. Moranb, D.C. Goodrich b, P. Heilman b, Y.H. Kerr c, G. Dedieu c, A. Chehbouni d, X.X. Zhang, 2000. Spatial and temporal dynamics of vegetation in the San Pedro River basin area. *Agricultural and Forest Meteorology*, 105: 55-68.
- Read, J.M., Clark, D.B., Venticinque, E.M. and Moreira, M.P. 2003: Application of merged 1-m and 4-m resolution satellite data to research and management in tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 40, 592-600.
- Regione Basilicata, Programma Regionale per la Lotta alla Siccità ed alla Desertificazione, 2003.
- Richards J.A., 1986. *Remote Sensing Digital Image Analysis: an Introduction*, Springer-Verlag, Berlin.
- Richardson, A. J. & Wiegand C. L., 1977. Distinguishing vegetation from soil background information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43: 1541-1552.
- Ring DR, Harris, MK, Jackman JA, Henson JL (1983) A Fortran computer program for determining start date and base temperature for degree-day models. The Texas Agricultural Experiment Station Bull MP-1537, The Texas University System, College Station, Texas.
- Rivas-Martinez S., Penas A., Luengo M.A., Rivas-Saenz S., 2002. Worldwide Bioclimatic Classification System. www.globalbioclimatics.org.
- Rom D.M., 1990. A sequentially rejective test procedure based on a modified Bonferroni inequality. *Biometrika*. 77 (3): 663-665.
- Rondeaux G., Steven M., Baret F., 1996. Optimisation of Soil-Adjusted Vegetation Indices. *Remote Sensing of Environment*, no. 55: 95-107.
- Roujean J.L. & Breon F.M., 1995. Estimating PAR absorbed by vegetation from bidirectional reflectance measurements. *Remote Sensing of Environment*, 48: 119-126
- Rouse J.W., Haas R.H., Schell J.A., Deering D.W., & Harlan J.C., 1974. Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation. NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, MD, USA, 1-371.
- Running, S.W., & Coughlan J.C., 1988. A general model of forest ecosystem processes for regional application. *Ecological Modelling*, 42: 124-154.
- S.B.I., Gruppo di lavoro per la conservazione della natura della Società Botanica Italiana, 1971. Censimento dei Biotopi di rilevante interesse vegetazionale meritevoli di conservazione in Italia. Vol. 1- Camerino 1971
- Sarkar S., Kafatos M., 2004. Interannual variability of vegetation over the Indian sub-continent and its relation to the different meteorological parameters. *Remote Sensing of Environment*, 90: 268-280.

- Sawaya, K.E., Olmanson, L.G., Heinert, N.J., Brezonik, P.L. and Bauer, M.E. 2003: Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, 88: 144–56.
- Schott, J., Salvaggio, R.C., Volchok, W.J., 1988. Radiometric scene normalization using pseudoinvariant features. *Remote Sensing Environ.* 26, 1–16.
- Schowengerdt R. A., 1997. *Remote Sensing Models and Methods for Image Processing*. Second Edition. Academic Press.
- Sellers, P. J., Dickinson, R. E., Randall, D. A., Betts, A. K., Hall, F. G., Berry, J. A., Collatz, C. J., Denning, A. S., Mooney, H. A., Nobre, C. A., Sato, N., 1997. Modelling the exchanges of energy, water, and carbon between the continents and the atmosphere. *Science*, 275: 502–509.
- Sellers, P. J., Los, S. O., Tucker, C. J., Justice, C. O., Dazlich, D. A., Collatz, G. J., & Randall, D. A., 1996. A revised land surface parameterization (SiB2) for atmospheric GCMs: Part II. The generation of global fields of terrestrial biophysical parameters from satellite data. *Journal of Climate*, 9: 706– 737.
- Settembrino G., 1990. Un’arca in riva al mare - Il Bosco di Policoro. Basilicata Regione Notizie, n.1: 58-67.
- Sokal R.R. e Rohlf F.J., 1995. *Biometry*, 3rd Ed.. W. H. Freeman and Company, San Francisco.
- Song, and Curtis E. Woodcock, 2003. Monitoring Forest Succession With Multitemporal Landsat Images: Factors of Uncertainty. *IEEE Transactions on geoscience and remote sensing*, vol. 41, no. 11: 2557-67.
- Spano D., Cesaraccio C., Duce P., Snyder 1999. Phenological stages of natural species and their use as climate indicators. *International Journal of Biometeorology*, 42: 124-133.
- Star J. and Estes J., 1990. *Geographic Information Systems: An Introduction*. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall.
- Stockli R. and Vidale P. L., 2004. European plant phenology and climate as seen in a 20-year AVHRR land-surface parameter dataset. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 25, no. 17: 3303–3330.
- Story, M., and Congalton, R., 1986. Accuracy assessment: a user's perspective, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52(3):397-399.
- Suits, G.H., 1983. “The Nature of Electromagnetic Radiation.” Chapter 2 in *Manual of Remote Sensing*, edited by Robert N. Colwell. Falls Church, Virginia: American Society of Photogrammetry.
- Swain, P. H., and Davis S. M., editors, 1978. *Remote Sensing: The Quantitative Approach*. New York: McGraw-Hill, Inc., New York, 396 pp.
- Swain, P.H., 1978. Fundamentals of Pattern Recognition in Remote Sensing. In Swain, P.H. and S.M. Davis, editors, 1978. *Remote Sensing: The Quantitative Approach*. McGraw-Hill, Inc., New York, 396 pp.
- Thenkabail, P.S. 2004. Inter-sensor relationships between IKONOS and Landsat-7 ETM_NDVI data in three ecoregions of Africa. *International Journal of Remote Sensing* 25: 389–408.
- Tian Y., Wanga Y., Zhanga Y., Knyazikhina Y., Bogaerta J., Myneni R. B., 2002. Radiative transfer based scaling of LAI retrievals from reflectance data of different resolutions. *Remote*

Sensing of Environment, 84: 143–159.

Tomei P.E. – 2001. La flora e la vegetazione del Tombolo pisano: lo stato attuale delle conoscenze. In Tombolo: territorio della basilica di San Piero a Grado. Felici Editore, Pisa: 191 - 201.

Tomei P.E. & al. 2001. Le zone umide della Toscana. Regione Toscana pp.167.

Toutin, T. 2001: DEM generation from new vir sensors: IKONOS, ASTER and Landsat-7. Proceedings international geoscience and remote sensing symposium (IGARSS) 2001 3. Sydney: IEEE, 973–75.

Townsend P.A. & Walsh S., 2001. Remote sensing of forested wetlands: application of multitemporal and multispectral satellite imagery to determine plant community composition and structure in southeastern USA. *Plant Ecology* 157: 129–149, 2001.

Trianni G., 2006. Introduzione al telerilevamento per l'osservazione della terra. Dispense. Università degli Studi di Pavia, Facoltà di ingegneria - Dipartimento di elettronica.

Tucker C.J., Vanpraet C.L., Sharman M.J., Van Ittersum G., 1985. Satellite Remote Sensing of Total Herbaceous Biomass Production in the Senegalese Sahel: 1980-1984. *Remote Sensing of Environment*, no.17 (3): 233-249.

Turner, P.D., Cohen, W.B., Kennedy, R.E., Fassnacht, K.S. and Briggs, J.M., 1999. Relationships between leaf area index and Landsat TM spectral vegetation indices across three temperate zone sites. *Remote Sensing of Environment*, 70, pp. 52–68.

UNCCD, 1994. “United nations Convention to combat Desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa”, UNEP, Geneve, UNEP (1994). <http://www.unccd.int/>

Vermote Eric F., 1997. Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: An Overview. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. Vol. 35. No. 3, 675-686.

Volcani A. Karnieli A, Svoray T., 2005. The use of remote sensing and GIS for spatio-temporal analysis of the physiological state of a semi-arid forest with respect to drought years. *Forest Ecology and Management* 215: 239–250.

Wang Q., Adikua S., Tenhunena J., Granier A., 2005. On the relationship of NDVI with leaf area index in a deciduous forest site. *Remote Sensing of Environment*, 94: 244-255.

Watson DJ. 1947. Comparative physiological studies in the growth of field crops. I. Variation in net assimilation rate and leaf area between species and varieties, and within and between years. *Annals of Botany*, 11: 41-76.

Welles J.M. & Norman J.M., 1991. Instruments for Indirect Measurement of Canopy Architecture. *Agronomy Journal*, vol. 83: 818-825.

Welles J.M., 1990 – Some indirect methods of estimating canopy structure. *Remote Sensing Reviews*, vol. 5(1), pp.31-43.

Werner C, Correia O, Beyschlag W., 1999. Two different strategies of Mediterranean macchia plants to avoid photoinhibitory damage by excessive radiation levels during summer drought. *Acta Oecologica- International Journal of Ecology*, 20 (1): 15-23.

Westman, W.E., 1981. Seasonal dimorphism of foliage in Californian coastal sage scrub. *Oecologia*, 51: 385–388.

Wolter, P. T., Mladenoff, D. J., Host, G. E. & Crow, T. R. 1995. Improved forest

classification in the northern Lake States using multitemporal Landsat imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61 (9): 1129–1143.

Wulder, M.A., Hall, R.J., Coops, N.C. and Franklin, S.E. 2004: High spatial resolution remotely sensed data for ecosystem characterization. *Bioscience* 54, 511–21.

Yang, L., Wylie, B. K., Thieszen, L. L., & Reed, B. C., 1998. An analysis of relationships among climate forcing and time-integrated NDVI of grasslands over the U.S. northern and central great plains. *Remote Sensing of Environment*, 65: 25–37.

Yang S., Logan J., Coffey D.L., 1995. Mathematical formulae for calculating the base temperature for growing degree days. *Agricultural and Forest Meteorology*. 74: 61-74.

Ringraziamenti

Desidero ringraziare tutte le persone che mi hanno seguito e supportato nello svolgimento di questo lavoro di ricerca, ed in particolare:

il prof. Giuseppe Nascetti, coordinatore del corso di dottorato e il dott. Massimo Iannetta dell'ENEA Casaccia di Roma, responsabile del gruppo Lotta alla Desertificazione e coordinatore del Progetto RIADÉ, per avermi dato l'opportunità di svolgere la tesi presso le strutture dell'ENEA;

le persone del gruppo Osservazioni della Terra e Sistemi Informativi Territoriali dell'ENEA Casaccia per aver messo a mia disposizione la loro esperienza e competenza e principalmente Luigi De Cecco per la pre-elaborazione delle immagini satellitari, il prezioso supporto nei rilievi in campo e l'impagabile disponibilità a districare ogni sorta di matassa; il dott. Flavio Borfecchia per i preziosi suggerimenti sulle metodologie e le applicazioni del telerilevamento ma anche per i suoi colorati aneddoti; Sandro Martini per il contributo e l'aiuto durante le campagne, la simpatia e le consulenze in vari campi;

il dott. Gabriele Schino del gruppo Lotta alla Desertificazione dell'ENEA, per il fondamentale aiuto nelle analisi statistiche e nella loro interpretazione ed i preziosi suggerimenti;

il dott. Alessandro Lugari per l'estrema pazienza, disponibilità e generosità nel fornirmi suggerimenti utili, per le preziosissime revisioni ad alcune parti di questa tesi e per il supporto morale.

Ed infine voglio ringraziare le mie compagne di viaggio in questa esperienza: l'ing. Ludovica Giordano e la dott.ssa Patrizia Menegoni, entrambe del Gruppo Lotta alla Desertificazione. La prima in particolare per la pre-elaborazione delle immagini ma soprattutto per i costruttivi scambi di opinioni e la tenacia con cui mi ha sopportata, la seconda per il supporto, la pazienza, i preziosi suggerimenti per lo svolgimento di questo lavoro e per l'inquadramento della vegetazione delle aree di studio.

Indice delle figure e delle tabelle

Figura 2.1 - Individuazione delle aree a rischio di desertificazione in Italia (fonte: Atlante Nazionale delle Aree a Rischio di Desertificazione, 2003). 12

Figura 2.2 – Riflettanza di alcuni elementi del territorio (suolo, vegetazione e acqua) al variare della lunghezza d'onda (nm), (on-line: <http://geog.hkbu.edu.hk>). 18

Figura 2.3 - Carta delle aree sensibili alla desertificazione in Basilicata (Regione Basilicata, programma regionale per la lotta alla siccità ed alla desertificazione, 2003). 19

Figura 2.4 – Schema metodologico generale: la descrizione della distribuzione della vegetazione (aspetti qualitativi) e la definizione di relazioni semi-empiriche per la stima del LAI (aspetti quantitativi) consentono di costruire un quadro esaustivo dello stato attuale della vegetazione al tempo presente, l'estrapolazione temporale delle relazioni trovate e l'interpretazione di foto storiche consente di ricostruire i cambiamenti ed i trend temporali. 21

Figura 3.1 – Localizzazione delle due aree di studio: a sinistra “Monte Coppolo” e a destra “Pantano” riportate su un'immagine Landsat TM in falso colore (RGB 4:3:2 ovvero in rosso: banda 4 dell'infrarosso, in verde: banda 3 del rosso, in blu: banda 2 del verde) del 30/08/2004, le zone con colorazione rossa rappresentano aree con copertura vegetale. 27

Figura 3.2 – Diagrammi climatici delle stazioni meteorologiche di Policoro (a) e Valsinni (b) calcolati su medie trentennali mensili di temperature (linea rossa) e precipitazioni (in blu), l'area di intersezione delle due curve rappresenta il periodo di siccità estiva. Elaborazioni prodotte mediante software Climate Plot 32 (S. Riediger, Department of Biology, University of Osnabrück). 31

Figura 3.3 - Indici di Mitrakos: andamento medio dello stress da freddo e da aridità durante l'anno per le stazioni di Valsinni e Policoro. 33

Figura 4.1 - Componenti di un sistema di telerilevamento (fonte: CCRS, *Canadian center for Remote Sensing*). 36

Figura 4.2 - Lo spettro elettromagnetico (fonte: EOBEM, 2001). 37

Figura 4.3 – a) primi quattro grafici: assorbimento della radiazione solare incidente nella regione 0.1-30 μ m dovuto ai vari gas atmosferici (N₂O, O₂ e O₃, CO₂ e H₂O), nell'ultimo grafico è riportato l'effetto cumulato della presenza dei gas in atmosfera con regioni di trasparenza (*atmospheric windows*) e di assorbimento. b) la radiazione solare incidente che raggiunge la superficie terrestre è ridotta nel passaggio attraverso l'atmosfera dai fenomeni di assorbimento, riflessione e diffusione alle diverse lunghezze d'onda (tratto da Jensen, 2000 p.43). 40

Figura 4.4 - Interazione della radiazione con l'atmosfera e la superficie di un corpo (tratto da Trianni, 2006). 41

Figura 4.5 – Firma spettrale caratteristica della vegetazione sana in funzione dei fattori che ne regolano la riflettanza nel range 0.4-2.6 μ m. Le due frecce rosse indicano l'assorbimento nel rosso e l'elevata riflessione nell'infrarosso che caratterizzano il comportamento spettrale della vegetazione (da Jensen, 2000 modificata). 44

Figura 4.6 - Bande di acquisizione del Landsat 7 ETM+ e firme spettrali caratteristiche della vegetazione e dell'acqua (adattata da Gomasasca, 1997). 49

Figura 4.7 - Bande di acquisizione di Ikonos e firme spettrali caratteristiche della vegetazione e dell'acqua (modificata da Gomasasca, 1997). 49

Figura 4.8 - Modello a griglia delle immagini multispettrali e firma spettrale del pixel (tratto da Gomasasca, 1997). 51

Figura 4.9 – Contributo dell'atmosfera al segnale rilevato dal sensore (fonte: Richards & Jia, 1999). 56

Figura 5.1 - Bosco Pantano Sottano- localizzazione dei transetti e delle aree per i rilievi sulla vegetazione e dei rilievi per il campionamento del LAI, alcuni poligoni visualizzati sono stati individuati mediante fotointerpretazione, l'immagine su cui sono riportati è la Ikonos del 22/06/05 (RGB 3:2:1). 70

Figura 5.2 - Firme spettrali estratte in corrispondenza delle aree di training riportate sull'immagine del giugno 2005 (in ascissa le 4 bande Ikonos in ordinata i valori di riflettanza). 83

Figura 5.3 - Firme spettrali delle classi "psammofite" e "praterie" confrontate con la firma spettrale "suolo nudo" per l'immagine del 2004 (in ascissa le 4 bande Ikonos in ordinata i valori di riflettanza). 83

Figura 5.4 - Differenze di risposta spettrale (in valore assoluto) tra il 2005 ed il 2004 nella banda del rosso (B3) e dell'infrarosso (B4) per ogni classe tematica. 85

Figura 5.5 - Differenze assolute di risposta spettrale tra alcune classi tematiche nelle bande del rosso (B3) e dell'infrarosso (B4) per entrambi gli anni. 85

Figura 5.6 – Mappa delle categorie fisionomico-strutturali della vegetazione reale di Bosco Pantano Sottano di Policoro riportata sulla immagine Ikonos a colori reali (in alto) e classificazione dell'area del mosaico ad ecologia complessa (in basso). 87

Figura 5.7 - Foto aeree del 1954: i confini in rosso evidenziano l'area a vegetazione naturale che nel 1954 costituiva il Bosco Pantano di Policoro posto sulla sinistra idrografica del fiume Sinni. Nelle aree circostanti sono evidenti le strutture e le trasformazioni del territorio ad opera della bonifica e della Riforma Agraria. Tratteggiata in giallo è riportata la linea di costa, in nero le infrastrutture presenti (scala circa 1:66000). 90

Figura 5.8 - Ortofoto del 1998 (riportata in scala circa 1:66000): in giallo l'area precedentemente occupata dal bosco e trasformata in appezzamenti agricoli, in rosso quel che rimane dell'area a vegetazione naturale originaria, in verde le aree non coperte da vegetazione nel 1954 ed ora rivegetate (da vegetazione ripariale che ha occupato gli argini del fiume e dai rimboschimenti artificiali effettuati lungo la costa), in celeste l'area originariamente coperta da vegetazione e persa per erosione costiera, tratteggiata in giallo la linea di costa nel 1954. 90

Figura 5.9 - Cambiamenti a livello macroscopico avvenuti tra il 1954 ed il 1998 nella linea di costa (a sinistra, in giallo nel 1954 e in rosso nel 1998) e nel corso del fiume Sinni (a destra, in blu nel 1954 ed in verde nel 1998), riportati sulle foto aeree del 1954. 92

Figura 5.10 - Riepilogo delle variazioni per tipologie strutturali di vegetazione e per uso del suolo in ettari (a sinistra) e percentuali (a destra). 92

Figura 5.11 - La vegetazione arborea (verde chiaro), arbustiva (rosso) ed erbacea (verde marcio) nel 1954 a) e 1998 b). Per il 1998 sono riportate anche le aree agricole (giallo) precedentemente occupate dalla vegetazione naturale e le aree perse per erosione costiera (azzurro). 93

Figura 5.12 - Firme spettrali delle classi tematiche di vegetazione per l'area di Monte Coppolo (in ascissa le 4 bande Ikonos, in ordinata la riflettanza). 97

Figura 5.13 - Firme spettrali delle classi "aree clanchive" (cal), "roccia nuda e detriti rocciosi" (roc), "laghi e serbatoi" (acq) relative all'acquisizione del 2004 (in ascissa le 4 bande Ikonos, in ordinata i valori di riflettanza). 97

Figura 5.14 - Differenze di risposta spettrale (in valore assoluto) tra le acquisizioni del 2005 e del 2004 nella banda del rosso (B3) e dell'infrarosso (B4) per singola classe tematica. 99

Figura 5.15 - Differenze assolute di risposta spettrale tra alcune classi tematiche nelle bande del rosso e dell'infrarosso per singola acquisizione. 99

Figura 5.16 - Mappa delle tipologie fisionomico strutturali della vegetazione e di uso del suolo di Monte Coppolo sovrapposta all'immagine Ikonos (in colori reali RGB 3:2:1). 101

Figura 6.1 - Schema di upscaling dalle misure puntuali a terra di LAI alla risoluzione del sensore Landsat (30m). 107

Figura 6.2 - Lo strumento di misura utilizzato per la misura dell'indice di area fogliare LI-COR LAI 2000 *Plant Canopy Analyzer* e lo schema di acquisizione del suo sensore ottico (a destra). 110

Figura 6.3 - LAI medio misurato mediante LI-COR LAI PCA nei diversi tipi di vegetazione durante i due anni di osservazione. 117

Figura 6.4 - Relazione fra LAI ed NDVI derivato da dati Ikonos nei due anni di osservazione. 119

Figura 6.5 - Relazione fra LnLAI e NDVI derivato da dati Ikonos nei due anni di osservazione. 119

Figura 6.6 - Relazione tra LAI misurato e LAI stimato per il 2004 ($y=0.73x+1.11$, $R^2=0.653$, $RMSE=0.873$, $N=55$, $P<0.0001$) ed il 2005 ($y=0.42x+2.62$, $R^2=0.326$, $RMSE=0.765$, $N=53$, $P<0.0001$) e confronto con la retta di identità $y=x$ (tratteggiata). 122

Figura 6.7 - Pantano Sottano: mappe di LAI derivate da IKONOS per il 2004 (in alto) e 2005 (in basso) sovrapposte ad immagine Ikonos (RGB 3:2:1). 124

Figura 6.8 - Monte Coppolo: mappa di LAI derivata da IKONOS nel 2004 (in alto) e nel 2005 (in basso). 125

Figura 6.9 - Relazione tra il LAI stimato tramite dati Ikonos e l'NDVI (a) o l'NDWI (b) derivati da dati Landsat nei due anni di osservazione. 127

Figura 6.10 - Relazione tra LAI derivato da Ikonos e LAI stimato per il 2004 ($y=0.87x+0.55$, $R^2=0.811$, $RMSE=0.489$, $N=118$, $P<0.0001$) ed il 2005 ($y=0.78x+1.12$, $R^2=0.769$, $RMSE=0.312$, $N=118$, $P<0.0001$) e confronto con la retta di identità $y=x$ (tratteggiata). 129

Figura 6.11 - Pantano Sottano: mappe di LAI derivate da Landsat TM per il 2004 (in alto) e 2005 (in basso) sovrapposte a immagine Landsat (RGB 3-2-1). 130

Figura 6.12 - Monte Coppolo: mappe di LAI derivate da Landsat TM per il 2004 (in alto, sovrapposta a immagine Landsat in RGB 3:2:1) e 2005 (in basso). 131

Figura 6.13 - Schema logico utilizzato per testare differenti modelli di correlazione tra LAI misurato e dati satellitari ad alta risoluzione Ikonos (fase 1 dell'upscaling) in base all'anno ed alla tipologia di vegetazione e LAI stimato mediante Ikonos e dati satellitari a media risoluzione Landsat (fase 2 dell'upscaling) in base all'anno. 137

Figura 7.1 - Variazioni di precipitazioni e temperature medie annue registrate presso le stazioni di Valsinni e di Policoro nel periodo 1983-2005. 144

Figura 7.2 - Variazioni degli indici spettrali di vegetazione osservate nei boschi di M.Coppolo e Pantano mediante serie storica Landsat. 144

Figura 7.3 - Variazioni interannuali registrate negli indici NDVI e NDWI per le diverse tipologie di vegetazione nell'area di Bosco Pantano. 145

Figura 7.4 - Variazioni interannuali registrate negli indici NDVI e NDWI per le diverse tipologie di vegetazione dell'area di Monte Coppolo. 145

Tabella 3.1 - Habitat presenti nel sito "Bosco Pantano di Policoro e costa ionica Foce Sinni" - IT9220055, (adattato da- Natura 2000 in Basilicata, Autorità Ambientale di Basilicata-Regione Basilicata, 2003). 29

Tabella 3.2 - Inquadramento fitoclimatico. 32

Tabella 3.3 - Riepilogo indici climatici. 32

Tabella 4.1 - Scheda riassuntiva delle caratteristiche del Landsat TM /ETM+. 49

Tabella 4.2 - Scheda riassuntiva delle caratteristiche di Ikonos. 50

Tabella 4.3 - Esempio di matrice di confusione e calcolo delle accuratèzze, degli errori e del coefficiente K. 63

Tabella 4.4 - Gli indici spettrali più comunemente usati in applicazioni di telerilevamento multispettrale. 65

Tabella 5.1- Riepilogo campagne di rilevamento dati e immagini acquisite. 68

Tabella 5.2 - Immagini Ikonos acquisite. 70

Tabella 5.3 Matrice di separabilità calcolata mediante il metodo *Transformed Divergence* per le firme spettrali delle classi tematiche estratte dall'immagine del 2005 (TD: 2000 massima separabilità tra classi; 1900-2000 buona separabilità; 1700-1900 media separabilità; <1700 scarsa separabilità). 84

Tabella 5.4- Matrice di separabilità calcolata mediante il metodo *Transformed Divergence* per le firme spettrali delle classi tematiche estratte dall'immagine del 2004 (TD: 2000 massima separabilità tra classi; 1900-2000 buona separabilità; 1700-1900 media separabilità; <1700 scarsa separabilità). 84

Tabella 5.5 - Riepilogo dati classificati, dati di training e dati di test per classe tematica. 88

Tabella 5.6 - Matrice di confusione per la valutazione dell'accuratèzza della mappa tematica elaborata dall'immagine del 22 giugno 2005 - area di studio Bosco Pantano Sottano. 88

Tabella 5.7 - Riepilogo delle variazioni avvenute nell'area del bosco Pantano tra il 1954 ed il 1998. 89

Tabella 5.8 - Variazioni di superficie per tipologia di vegetazione. 92

Tabella 5.9 - Matrice di separabilità calcolata mediante il metodo *Transformed Divergence* per le firme spettrali delle classi tematiche estratte dall'immagine del 2005 (TD: 2000 massima separabilità tra classi; 1900-2000 buona separabilità; 1700-1900 media separabilità; <1700 scarsa separabilità). 98

Tabella 5.10 - Matrice di separabilità calcolata mediante il metodo *Transformed Divergence* per le firme spettrali delle classi tematiche estratte dalle 8 bande derivate dalle acquisizioni del 2004 e del 2005 (TD: 2000 massima separabilità tra classi; 1900-2000 buona separabilità; 1700-1900 media separabilità; <1700 scarsa separabilità). 98

Tabella 5.11 - Riepilogo dati classificati, dati di training e test per classe tematica. 100

Tabella 5.12 - Matrice di confusione per la valutazione dell'accuratèzza della mappa tematica elaborata dall'immagine del 22 giugno 2005 per l'area di studio Monte Coppolo. 102

Tabella 6.1 - Immagini satellitari acquisite per la stima del LAI. 113

Tabella 6.2 - Indici spettrali di vegetazione esaminati per la stima del LAI. 115

Tabella 6.3 - LAI medio, deviazione standard, valori minimi e massimi misurati nelle diverse tipologie di vegetazione per i due anni di osservazione. 117

Tabella 6.4 - Risultati delle correlazioni statistiche effettuate con diversi indici di vegetazione derivati da Ikonos nei due anni di osservazione. 120

Tabella 6.5 - Parametri statistici della correlazione tra NDVI e LAI nelle diverse tipologie di vegetazione. 120

Tabella 6.6 - Risultati delle regressioni multiple effettuate tra le bande Ikonos ed il $\cos(i)$ e il $\ln LAI$ misurato nei due anni di osservazione. 122

Tabella 6.7 - Coefficiente di variazione (%) dei coefficienti associati alle variabili utilizzate nei modelli regressivi multipli a 4 bande. 123

Tabella 6.8- Risultati delle correlazioni statistiche effettuate con diversi indici di vegetazione derivati da Landsat, nei due anni di osservazione. 127

Tabella 6.9 - Risultati delle regressioni multiple effettuate tra le bande Landsat ed il $\cos(i)$ ed i valori di LAI derivati dalla mappa di LAI prodotta tramite Ikonos. 128

Tabella 6.10 - Coefficiente di variazione (%) dei coefficienti associati alle variabili utilizzate nei modelli regressivi multipli a 4 bande. 129

Tabella 7.1 - Serie di immagini Landsat utilizzate nell'analisi multitemporale. 139

Tabella 7.2 - Risultati delle analisi statistiche tra parametri climatici e indici di vegetazione per le due aree di M.Coppolo e Pantano (evidenziate in grigio le correlazioni significative). 145

Tabella 7.3 - Risultati delle analisi statistiche tra parametri climatici e indici di vegetazione per l'area di M.Coppolo per tipologia di vegetazione (evidenziate in grigio le correlazioni significative). 146

Tabella 7.4 - Correlazioni tra parametri climatici e indici di vegetazione per l'area di Pantano per tipologia di vegetazione (evidenziate in grigio le correlazioni significative). 146

Appendice A

Misure di LAI 2004

N	Area di studio	ID PLOT	X(ED50)	Y (ED50)	Z	CORINE LAND COVER	TIPOLOGIE VEGETAZIONALI FISIONOMICO- STRUTTURALI	LAI corr MASK (ring 5)	Standard error of LAI	Copertura % stimata a vista	#A	#B	Opzioni di Correzione* (C2000)
1	MC	MC_mc01	625475,776	4446489,682	601,439	3111	LECCETA	6,09	0,4	95	1	4	A,C,S
2	MC	MC_mc02	625485,906	4446552,472	601,149	3111	LECCETA	6,03	0,45	95	1	4	A,C,S
3	MC	MC_mc03	625379,451	4446765,648	557,977	3111	LECCETA	6,36	0,4	80	1	4	A,C,S
4	MC	MC_mc04	625225,552	4446838,313	579,586	3111	LECCETA	6,91	0,21	95	1	4	A,C,S
5	MC	MC_mc05	625149,033	4446910,782	590,734	3111	LECCETA	7,71	0,12	95	1	4	A,C,S
6	MC	MC_mc06	625342,977	4446586,517	590,033	3111	LECCETA	4,72	0,42	95	1	4	A,C,S
7	MC	MC_mc07	625269,273	4446663,448	590,022	3111	LECCETA	5,82	0,24	85	2	4	A,I,S
8	MC	MC_mc08	625140,735	4446735,512	590,006	3111	LECCETA	5,37	0,2	80	2	4	A,I,S
9	MC	MC_mc09	625034,789	4446841,487	635,231	3111	LECCETA	5,19	0,36	95	2	4	A,I,S
10	MC	MC_mc10	625063,142	4446921,189	619,042	3111	LECCETA	6,79	0,3	100	1	4	A,C,S
11	MC	MC_mc11	625428,644	4446437,919	631,279	3111	LECCETA	4,82	0,64	85	1	4	A,C,S
12	MC	MC_pa24	625801,690	4446722,495	557,214	3111	LECCETA	5,44	0,83	80	1	4	A,C,S
13	MC	MC_pa25	625909,024	4446685,032	536,144	32314	MACCHIA A LECCIO	5,23	0,82	75	1	6	A,C,S
14	MC	MC_mc12	626024,708	4446660,439	512,218	3231	MACCHIA	5,81	0,33	90	1	6	A,C,S
15	MC	MC_mc13	626157,510	4446673,650	488,058	3231	MACCHIA	3,62	0,83	100	1	6	A,C,S
16	MC	MC_mc14	626167,466	4446733,876	474,475	3231	MACCHIA	4,36	0,91	100	1	6	A,C,S
17	MC	MC_mc15	626302,327	4446726,564	453,812	3231	MACCHIA	7,1	0,58	100	1	6	A,C,S
18	MC	MC_mc16	626446,859	4446894,649	460,223	3231	MACCHIA	3,24	0,7	85	1	5	A,C,S
19	MC	MC_mc17	626602,538	4446990,119	424,155	3231	MACCHIA	4,53	0,2	85	1	5	A,C,S
20	MC	MC_mc18	626613,336	4446887,060	424,158	3231	MACCHIA	3,57	0,23	80	1	5	A,C,S
21	MC	MC_mc19	626338,245	4447126,404	441,262	3231	MACCHIA	5,27	0,4	95	1	5	A,C,S
22	MC	MC_mc20	626098,091	4447179,726	495,295	3231	MACCHIA	6,54	0,65	85	1	6	A,C,S
23	MC	MC_mc21	625914,742	4446850,187	571,404	3231	MACCHIA	5,57	0,51	90	1	6	A,C,S
24	MC	MC_mc22	625632,194	4444831,672	786,721	3231	MACCHIA	5,18	0,21	100	1	6	A,C,S
25	MC	MC_mc23	625704,622	4444907,617	805,017	3231	MACCHIA	2,82	0,57	90	1	6	A,C,S
26	MC	MC_mc25	625331,374	4445238,052	761,568	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	1,85	0,59	95	1	6	A,C,S
27	MC	MC_mc26	625238,670	4445300,818	742,316	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	2,1	0,33	100	1	6	A,C,S
28	MC	MC_pa27	624848,986	4445874,918	779,391	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	4,03	0,53	95	1	4	A,C,S

29	MC	MC_mc27	625117,354	4445563,561	711,193	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	2,23	0,19	95	1	6	A,C,S
30	MC	MC_mc28	625055,546	4445703,227	706,823	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	4,25	0,29	95	1	6	A,C,S
31	MC	MC_pa01	625153,002	4445930,165	664,865	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	4,48	0,23	90	1	6	A,C,S
32	MC	MC_pa02	625270,845	4445991,359	662,517	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	4,63	0,3	75	1	6	A,C,S
33	MC	MC_pa04	625120,216	4446170,307	670,55	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	4,8	0,4	-	2	5	A,I,S
34	MC	MC_pa05	625285,196	4446261,927	664,126	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	4,71	0,44	90	2	6	A,I,S
35	MC	MC_pa28	624830,021	4445974,276	805,818	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	0,84	0	95	1	6	A,C,S
36	MC	MC_pa29	625726,636	4444811,754	815,188	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	3,38	0,35	90	2	6	A,I,S
37	MC	MC_pa30	625175,588	4445721,743	687,796	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	1,77	0,3	100	2	6	A,I,S
38	MC	MC_mc31	624952,564	4445800,939	755,409	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	1,39	0,37	-	2	6	A,I,S
39	MC	MC_pa26	624895,170	4445818,998	759,799	3112	BOSCHI DI QUERCE CADUCIFOGLIE	1,74	0,3	-	2	6	A,I,S
1	PA	PA06	643715,339	4447388,019	2,755	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	4,06	0,34	95	1	5	A,C,S
2	PA	PA07	643838,382	4447349,980	0,744	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	4,88	0,89	-	1	4	A,C,S
3	PA	PA08	644003,627	4447210,049	1,796	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	3,8	0,39	90	1	4	A,C,S
4	PA	PA09	644090,779	4447170,798	10,601	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	4,25	0,25	80	2	4	Add "A"
5	PA	PA10	643887,319	4447215,957	2,624	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	4,92	0,36	80	1	5	A,C,S
6	PA	PA11	644213,594	4447151,326	3,064	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	3,77	0,05	70	1	5	A,C,S
7	PA	PA12	644168,209	4446918,389	5,071	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	3,69	0,31	65	1	6	A,C,S
8	PA	PA13	644083,977	4446518,173	4,786	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	3,82	0,1	75	1	4	A,C,S
9	PA	PA14	644121,496	4446818,172	3,830	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	2,57	0,29	80	1	5	A,C,S
10	PA	PA15	642810,940	4446972,157	3,561	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	5,4	0,1	95	1	5	A,C,S
11	PA	PA16	642632,348	4446762,438	10,132	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	2,67	0,26	60	1	5	A,C,S
12	PA	PA17	642513,788	4446476,578	4,380	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	4,84	0,62	-	1	5	A,C,S
13	PA	PA18	643603,230	4447888,286	740,182	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	5,24	0,49	98	1	5	A,C,S
14	PA	PA19	643607,545	4447831,042	740,197	3116	BOSCHI DI SPECIE IGROFILE	6,2	0,45	90	1	5	A,C,S
15	PA	PA20	643796,267	4447549,792	4,172	32311	MACCHIA A FILLIREA E LENTISCO	1,19	0,11	90	1	6	A,C,S
16	PA	PA21	643917,266	4447511,708	3,675	32311	MACCHIA A FILLIREA E LENTISCO	2,05	0,47	95	1	6	A,C,S

MC: Monte Coppolo; BP : Bosco Pantano; A: *Above* lettura corrispondente alla misura fuori *canopy* della radiazione incidente; B: *Below* lettura acquisita sotto *canopy*

*opzioni di correzione

opzione A,C,S : A = "A" è *above*, C= *closet in time A*, S= *skip transmittance >I* ;

opzione A,I,S : A= "A" è *above*, I= *interpolate A readings*, S= *skip transmittance >I*;

add "A": usa la lettura "A" di un'altro file

Mask (ring 5): elimina le letture corrispondenti all'anello esterno (ring5).

Misure di LAI 2005

N°	Area di studio	ID PLOT 2005	X	Y	Z (elevation)	CORINE LAND COVER	TIPOLOGIE VEGETAZIONALI FISIONOMICO-STRUTTURALI	LAI corr MASK (ring 5)	Standard error of LAI	Copertura% stimata a vista	Hm strato arboreo/arbustivo (m)	#A	#B	Opzioni di Correzione* (C2000)
1	MC	MMC1	625671,750	4445151,000	764,306	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	3,58	0,42	90	16	1	6	APS
2	MC	MMC2	625637,063	4445040,000	759,818	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	4,24	0,58	90	10	1	6	APS
3	MC	MMC3	625708,250	4444940,000	778,246	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	2,47	0,42	70	16	1	6	APS
4	MC	MMC4	626172,750	4445896,000	592,750	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	1,73	0,26	60	5	1	6	APS
5	MC	MMC5	626206,938	4445996,500	570,887	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	4,71	0,39	80	8	1	6	APS
6	MC	MMC6	626781,938	4445466,000	596,902	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	2,87	0,26	70	8	1	6	APS
7	MC	MMC7	626765,313	4445541,500	594,959	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	3,06	0,38	70	6	1	6	APS
8	MC	MMC8	626769,563	4445642,500	572,872	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	3,68	0,51	70	10	1	6	ACS
9	MC	MMC9	625868,063	4445997,500	581,506	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	4,41	0,34	80	5	1	4	APS
10	MC	MMC10	626016,813	4445921,500	579,783	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	4,88	0,43	80	4	1	4	APS
11	MC	MMC11	625886,063	4445945,000	585,046	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	4,31	0,43	80	6	1	4	APS
12	MC	MMC12	625379,938	4445513,500	738,990	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	4,88	0,22	90	7	1	4	APS
13	MC	MMC13	625337,500	4445619,500	739,615	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	4,15	0,18	100	8	1	4	APS
14	MC	MMC14	625266,000	4445584,500	739,612	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	3,3	0,23	95	10	1	4	APS
15	MC	MMC15	625007,938	4445699,000	724,582	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	6,13	0,79	80	12	2	4	AIS
16	MC	MMC16	624852,500	4445668,500	707,080	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	7,14	0,69	90	15	2	4	AIS
17	MC	MMC17	624932,125	4445662,500	714,533	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	2,53	0,35	90	15	1	4	APS
18	MC	MMC18	625272,875	4445605,500	714,829	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	1,76	0,36	80	10	2	4	AIS
19	MC	MMC19	625193,688	4445975,000	714,556	3112	BOSCO CADUCIFOGLIO MISTO	3,86	0,4	75	10	2	4	AIS
20	MC	MMC20	625207,875	4446278,000	683,408	32312 / 32314	MACCHIA ALTA/MANTELLLO	5,05	0,07	80	8	2	4	AIS
21	MC	MMC21	625222,438	4446440,500	657,746	32313 / 32314	MACCHIA ALTA/MANTELLLO	6,98	0,37	100	7	2	4	AIS
22	MC	MMC22	625381,250	4446253,500	638,244	32314 / 32314	MACCHIA BASSA	4,4	0,75	60	2	2	4	AIS
23	MC	MMC23	625279,875	4446828,500	648,568	31112	LECCETA	5,1	0,1	85	10	1	5	APS
24	MC	MMC24	624976,375	4447056,000	653,123	31112	LECCETA	5,09	0,13	95	10	1	5	APS
25	MC	MMC25	624642,250	4447105,500	648,179	31112	LECCETA	4,72	0,23	90	8	1	5	APS
26	MC	MMC26	624897,063	4447118,000	658,682	31112	LECCETA	4,52	0,24	90	15	2	5	AIS
27	MC	MMC27	625473,750	4446719,500	629,962	31112	LECCETA	3,38	0,33	100	10	1	4	AIS

28	MC	MMC28	626164,875	4446843,000	496,982	32312 / 32314	MACCHIA ALTA	5,47	0,64	100	2	1	4	APS
29	MC	MMC29	626500,313	4447009,500	447,658	32313 / 32314	MACCHIA ALTA	5,41	0,47	100	2	1	4	APS
30	MC	MMC30	626533,500	4447075,000	447,684	32314 / 32314	MACCHIA ALTA	6,19	0,5	80	2	1	4	APS
1	BP	PPA10	642842,938	4447133,500	7,203	3116	BOSCO IGROFILO	7,37	0,66	80	25	2	6	AIS
2	BP	PPA11	642857,938	4447192,000	15,385	3116	BOSCO IGROFILO	6,56	0,51	90	20	1	6	APS
3	BP	PPA12	643513,500	4447974,000	2,275	3116	BOSCO IGROFILO	6,05	0,61	100	20	1	4	ACS
4	BP	PPA13	643604,625	4447999,000	2,280	32312 / 32314	MACCHIA ALTA/MANTELLLO	3,84	0,67	90	3	2	6	AIS
5	BP	PPA14	643650,313	4448096,500	1,973	32312	MACCHIA BASSA	7,09	0,76	80	2	2	6	APS
6	BP	PPA15	643431,938	4447974,500	2,613	32312	MACCHIA BASSA	3,97	0,86	80	2	2	6	AIS
7	BP	PPA16	644024,750	4446157,500	0,404	32312	MACCHIA BASSA	4,74	0,5	60	2	1	4	APS
8	BP	PPA18	643664,125	4446173,000	0,134	31163	BOSCO RIPARIALE	4,22	0,64	70	5	1	5	APS
9	BP	PPA20	644288,625	4446720,500	2,026	32312	MACCHIA BASSA	3,73	0,62	70	1,5	2	6	AIS
10	BP	PPA21	644148,500	4446723,000	1,760	32312 / 32314	MACCHIA ALTA/MANTELLLO	5,08	0,47	60	2	2	5	AIS
11	BP	PPA22	643718,250	4447316,500	2,047	3116	BOSCO IGROFILO	5,31	0,61	75	10	1	6	ACS
12	BP	PPA23	643658,375	4447215,000	2,666	3116	BOSCO IGROFILO	5,91	0,39	90	10	1	6	APS
13	BP	PPA24	643637,625	4447230,500	2,217	32312	MACCHIA BASSA	4,22	0,56	90	2	1	6	APS
14	BP	PPA25	643623,750	4447157,500	2,328	32312	MACCHIA BASSA	4,24	0,55	90	2,5	1	6	APS
15	BP	PPA26	643608,375	4447013,500	2,946	32312	MACCHIA BASSA	5,46	0,31	90	2,5	1	6	APS
16	BP	PPA27	643613,750	4446804,500	2,486	32312	MACCHIA BASSA	4,93	0,48	80	2	1	6	APS
17	BP	PPA28	643824,500	4447223,500	2,375	32312	MACCHIA BASSA	4,61	0,69	90	2	1	6	APS
18	BP	PPA29	643843,563	4447335,500	1,119	3116	BOSCO IGROFILO	6,72	0,5	100	20	1	6	ACS
19	BP	PPA30	644233,063	4447325,000	4,385	3116	BOSCO IGROFILO	5,92	0,45	100	20	2	5	AIS
20	BP	PPA31	644256,188	4447134,000	3,822	3116	BOSCO IGROFILO	4,74	0,31	90	15	1	6	APS
21	BP	PPA32	644234,938	4447078,500	0,390	3116	BOSCO IGROFILO	4,98	0,14	80	10	1	6	APS
22	BP	PPA33	644219,188	4448152,500	0,582	3116	BOSCO IGROFILO	3,96	0,3	70	8	1	6	APS
23	BP	PPA7	643890,250	4447722,500	1,703	32312 / 32314	MACCHIA ALTA	4,1	0,4	90	1,5	2	6	AIS
24	BP	PPA8	643845,125	4447868,000	1,499	32312	MACCHIA BASSA	3,86	0,41	70	1,5	2	6	AIS
25	BP	PPA9	643569,125	4447746,000	6,389	32312 / 32314	MACCHIA ALTA	5,83	0,32	100	2,5	2	6	AIS

MC: Monte Coppolo; BP : Bosco Pantano; A: *Above* lettura corrispondente alla misura fuori *canopy* della radiazione incidente; B: *Below* lettura acquisita sotto *canopy*

*opzioni di correzione

opzione A,C,S : A = "A" è *above*, C= *closet in time A*, S= *skip transmittance* >I ;

opzione A,I,S : A= "A" è *above*, I= *interpolate A readings*, S= *skip transmittance* >I;

add "A": usa la lettura "A" di un'altro file

Mask (ring 5): elimina le letture corrispondenti all'anello esterno (ring5).

Appendice B

parametri climatici utilizzati per le analisi multitemporali (Monte Coppolo – Stazione di Valsinni).

periodi	180gg	90gg	30gg	10gg	180gg	90gg	30gg	10gg	180gg	90gg	30gg	10gg	180gg	90gg	30gg	10gg
DATA	TMAX	TMAX	TMAX	TMAX	TMIN	TMIN	TMIN	TMIN	Tmedie	Tmedie	Tmedie	Tmedie	P	P	P	P
20/06/84	17,15	21,98	26,55	29,49	7,52	10,48	13,56	13,69	12,33	16,23	20,06	21,59	536,80	240,40	12,40	9,00
13/06/87	17,55	23,01	27,47	32,09	6,90	9,82	13,44	16,85	12,22	16,41	20,46	24,47	417,90	106,90	35,90	0,00
02/08/88	24,91	32,71	39,25	40,63	10,92	16,12	20,22	21,04	17,91	24,42	29,73	30,84	455,00	44,20	3,00	3,00
18/07/94	19,39	25,68	34,72	33,08	10,17	14,88	18,48	17,84	14,78	20,28	26,60	25,46	326,10	45,10	17,60	10,80
19/06/95	17,87	23,00	29,63	31,96	6,64	9,35	14,35	16,12	12,25	16,18	21,99	24,04	295,00	73,80	0,40	0,40
14/06/99	18,01	23,17	29,13	35,96	6,67	11,18	16,69	18,04	12,34	17,18	22,91	27,00	192,30	84,30	12,50	0,00
03/08/00	20,58	27,38	29,28	31,58	12,26	17,75	19,36	21,18	16,42	22,56	24,32	26,38	559,40	84,10	11,00	0,00
26/05/04	16,61	19,95	24,17	27,60	5,36	7,74	9,58	8,44	10,99	13,85	16,88	18,02	470,20	217,60	49,00	8,60
30/06/05	21,25	28,70	33,64	38,80	7,15	11,75	15,61	18,46	14,20	20,23	24,63	28,63	310,40	134,20	67,00	22,00

segue

periodi	180gg	90gg	30gg	10gg	180gg	90gg	30gg	10gg	180gg	90gg	30gg	10gg	180gg	90gg	30gg	10gg
DATA	GGD 0°	GGD 0°	GGD 0°	GGD 0°	GGD 5°	GGD 5°	GGD 5°	GGD 5°	GGD 10°	GGD 10°	GGD 10°	GGD 10°	Pluviofattore	Pluviofattore	Pluviofattore	Pluviofattore
20/06/84	2220,05	1460,80	601,70	215,90	1336,85	1010,80	451,70	165,90	604,30	562,55	301,70	115,90	43,524	14,81	0,62	0,42
13/06/87	2200,10	1477,25	613,70	244,70	1333,25	1029,75	463,70	194,70	648,10	596,35	313,70	144,70	34,19	6,51	1,75	0
02/08/88	3224,25	2197,55	892,00	308,35	2324,25	1747,55	742,00	258,35	1497,35	1297,55	592,00	208,35	25,40	1,81	0,10	0,1
18/07/94	2660,65	1825,45	798,00	254,60	1777,65	1375,45	648,00	204,60	1011,85	925,85	498,00	154,60	22,06	2,22	0,66	0,42
19/06/95	2205,10	1455,90	659,80	240,40	1336,20	1005,90	509,80	190,40	645,80	585,60	359,80	140,40	24,084	4,56	0,02	0,02
14/06/99	2222,80	1546,10	687,20	270,00	1363,30	1096,70	537,20	220,00	717,15	669,20	387,20	170,00	15,58	4,90	0,55	0
03/08/00	2955,35	2030,80	729,65	263,80	2075,35	1580,80	579,65	213,80	1310,70	1130,80	429,65	163,80	34,07	3,723	0,45	0
26/05/04	1977,35	1246,15	506,25	180,20	1102,55	798,15	356,25	130,20	439,75	382,55	206,25	80,20	42,80	15,71	2,90	0,48
30/06/05	2556,10	1820,30	738,80	286,30	1692,60	1370,30	588,80	236,30	1014,80	921,00	438,80	186,30	16,63	5,17	0,96	0,87

Parametri climatici utilizzati per le analisi multitemporali (Pantano – Stazione di Policoro).

periodi	180gg	90gg	30gg	10gg	180gg	90gg	30gg	10gg	180gg	90gg	30gg	10gg	180gg	90gg	30gg	10gg
DATA	TMAX	TMAX	TMAX	TMAX	TMIN	TMIN	TMIN	TMIN	Tmedie	Tmedie	Tmedie	Tmedie	P	P	P	P
20/06/1984	17,04	21,46	26,16	27,74	6,95	10,15	13,00	13,99	12,00	15,81	19,58	20,87	345,10	157,50	16,30	2,50
13/06/1987	16,32	20,60	24,72	28,13	5,92	8,93	12,89	16,08	11,12	14,76	18,81	22,11	285,30	85,80	29,10	0,00
02/08/1988	23,19	29,79	35,38	36,51	11,39	17,30	21,06	22,23	17,29	23,54	28,22	29,37	179,20	39,20	0,00	0,00
10/05/1989	16,16	18,69	19,86	19,95	5,34	7,08	8,69	9,25	10,75	12,89	14,27	14,60	158,20	53,60	23,80	4,10
18/07/1994	20,25	25,72	30,90	31,05	10,42	15,46	20,38	21,35	15,34	20,59	25,64	26,20	194,40	31,00	3,90	0,70
19/06/1995	17,00	20,13	24,72	26,45	7,44	10,24	15,21	17,10	12,22	15,18	19,97	21,78	203,30	49,90	0,50	0,50
14/06/1999	16,91	21,09	26,50	28,90	7,29	11,41	16,93	19,30	12,10	16,25	21,72	24,10	164,30	75,20	13,30	0,00
03/08/2000	22,19	28,14	30,77	30,95	11,96	17,48	19,10	20,45	17,08	22,81	24,93	25,70	152,70	47,10	6,40	0,00
06/07/2001	19,86	23,76	27,73	28,85	10,12	13,69	17,13	19,30	14,99	18,72	22,43	24,08	363,30	65,50	12,70	0,00
26/05/2004	15,91	18,45	20,67	22,00	6,60	8,75	11,15	10,70	11,25	13,60	15,91	16,35	284,50	134,90	26,40	9,10
30/06/2005	17,98	23,14	27,25	30,85	9,47	13,32	17,38	19,25	13,73	18,23	22,32	25,05	120,84	66,80	6,10	3,60

segue

periodi	180gg	90gg	30gg	10gg	180gg	90gg	30gg	10gg	180gg	90gg	30gg	10gg	180gg	90gg	30gg	10gg
DATA	GGD 0°	GGD 0°	GGD 0°	GGD 0°	GGD 5°	GGD 5°	GGD 5°	GGD 5°	GGD 10°	GGD 10°	GGD 10°	GGD 10°	Pluviofattore	Pluviof.	Pluviof.	Pluviof.
20/06/1984	2159,21	1422,75	587,40	208,65	1270,46	972,75	437,40	158,65	540,00	525,05	287,40	108,65	28,77	9,96	0,83	0,12
13/06/1987	2002,25	1328,70	564,20	221,05	1146,80	878,70	414,20	171,05	481,70	449,70	264,20	121,05	25,65	5,81	1,55	0,00
02/08/1988	3112,90	2118,75	846,60	293,70	2213,10	1668,75	696,60	243,70	1403,95	1218,75	546,60	193,70	10,36	1,67	0,00	0,00
10/05/1989	1935,00	1159,75	428,20	146,00	1044,85	709,75	278,20	96,00	317,15	274,85	128,20	46,00	14,72	4,16	1,67	0,28
18/07/1994	2607,75	1700,70	616,50	213,50	1713,50	1250,70	466,50	163,50	904,05	800,70	316,50	113,50	12,68	1,51	0,15	0,03
19/06/1995	2199,80	1366,55	598,95	217,75	1304,80	916,55	448,95	167,75	556,45	487,05	298,95	117,75	16,64	3,29	0,03	0,02
14/06/1999	2178,05	1462,50	651,50	241,00	1292,30	1012,50	501,50	191,00	599,50	577,25	351,50	141,00	13,58	4,63	0,61	0,00
03/08/2000	3073,50	2053,00	748,00	257,00	2173,75	1603,00	598,00	207,00	1353,50	1153,00	448,00	157,00	8,94	2,06	0,26	0,00
06/07/2001	2698,60	1685,00	673,00	240,75	1799,60	1235,00	523,00	190,75	960,75	785,75	373,00	140,75	24,23	3,50	0,57	0,00
26/05/2004	2025,45	1224,00	477,25	163,50	1136,95	774,00	327,25	113,50	420,75	355,00	177,25	63,50	25,28	9,92	1,66	0,56
30/06/2005	2470,75	1640,50	669,50	250,50	1583,00	1190,50	519,50	200,50	873,50	741,00	369,50	150,50	8,80	3,66	0,27	0,14