



**ISPRA**

Istituto Superiore per la Protezione  
e la Ricerca Ambientale

## **Tesi di tirocinio di formazione e orientamento**

(Convenzione stipulata tra ISPRA e l'Università degli Studi di Roma "Sapienza")

**Studio dei fondi marini costieri attraverso tecniche di telerilevamento:  
un approccio integrato MIVIS-LiDAR su praterie  
di *Posidonia oceanica* (L.) Delile**

***Dr.ssa Fornari Anna Rita***

**Tutor dell'Università "Sapienza": Prof. Loreto Rossi**

**Tutor ISPRA: Prof. Taramelli Andrea**

**ANNO 2009-2010**

Data	Firma Tirocinante	Firma del Tutor ISPRA	Firma Responsabile Servizio ISPRA
	Firma del Tutor "Sapienza"		

## ABSTRACT

La caratterizzazione ambientale basata sui dati telerilevati, non ha ancora consolidate basi per l'applicazione e la conseguente risoluzione di dati biologici soprattutto in ambiente acquatico ed ancor meno a livello della fascia di transizione terra-acqua. L'ampia letteratura scientifica disponibile presenta numerosi casi di applicazione dell'interpretazione di dati telerilevati ancora strettamente legati a procedure di validazione con dati di campo tradizionali e con rilievi spettroradiometrici.

La metodologia proposta in questa tesi è basata sull'uso integrato del sensore iperspettrale (MIVIS) e laser (LiDAR) aerotrasportati nello studio delle proprietà spettrali di un'area marina costiera caratterizzata dalla presenza di praterie di *Posidonia oceanica*, al fine di evidenziare i limiti e le potenzialità di un approccio completamente basato sull'interpretazione immagine (*image-based*) nel delineare le caratteristiche di un ambiente marino di elevata importanza ecologica. Lo studio si è concentrato sulla prateria di *P. oceanica* presente nell'area costiera compresa tra Marina di Tarquinia e Sant'Agostino (VT). La ricerca ha previsto l'applicazione di due diverse tecniche d'indagine di telerilevamento: l'albero delle decisioni (classificazione *hard* supervisionata) e la *Spectral Mixing Analysis* (SMA, classificazione *soft* sperimentale). L'implementazione dell'approccio metodologico basato sulla *Spectral Mixing Analysis* ha evidenziato il comportamento della radianza di due diverse tipologie di fondo, quello vegetato e quello non vegetato, in funzione della profondità. Questo ha permesso di valutare la rilevabilità e le caratteristiche dell'assorbimento spettrale di fondi coperti da vegetazione e di fondi privi di copertura vegetale in un ambiente marino di acque basse come quello dell'infralitorale superiore. Lo studio ha fornito la base per un'iniziale implementazione di un sistema di correzione della colonna d'acqua completamente *image-based*, che sfrutta le potenzialità d'indagine spettrale della SMA con lo scopo di riuscire a raggiungere un maggior dettaglio nella distinzione dei target bentonici, anche in assenza di dati di campo.

I risultati della tesi qui di seguito presentata costituiscono una base di conoscenza che potrà essere utile in futuri lavori che prevedano l'utilizzo di dati da remoto per indagare il fondo marino costiero, con approccio *image-based*, e per l'implementazione di metodi di correzione della colonna d'acqua, in un settore che si trova ancora in piena sperimentazione.

## **PREMESSA**

L'intuizione dell'utilizzo del laser per studi topografici e batimetrici in ambito di fascia costiera ha avuto origine nei primi anni Settanta, ma solo negli anni Ottanta gli istituti di ricerca hanno sviluppato delle applicazioni. Negli anni Novanta sono nate le prime apparecchiature sperimentali che poi sono state commercializzate e stanno riscontrando oggi un notevole successo per le importanti ricadute nella pratica professionale di tutti i giorni. La grande versatilità dei laser scanner e il costante sviluppo di software dedicati all'elaborazione dei dati raccolti, fa sì che questa tecnica di rilievo si adatti a un vastissimo ambito di applicazioni civili per l'analisi, la pianificazione e la gestione del territorio nonché del patrimonio costruito. Il rilievo LiDAR batimetrico e topografico contemporaneo rappresenta ad oggi una delle tecnologie più promettenti per la determinazione di parametri morfometrici in fascia costiera. La possibilità, infatti, di integrare il dato LiDAR altimetrico con informazioni derivabili da ortofoto digitali (RGB) che possono accompagnare l'acquisizione del dato LiDAR, permette di utilizzare algoritmi di segmentazione del dato basate sull'analisi delle componenti radiometriche. Queste tecniche hanno avuto un recente sviluppo che si è dimostrato ulteriormente efficace quando l'estrazione dell'informazione di radianza è derivata oltre che da immagini multi spettrali anche da immagini provenienti da sensori iperspettrali. Queste, a seguito dell'implementazione di opportuni algoritmi di calibrazione necessari ad ovviare all'instabilità del dato di riflettanza dovuta alla forte dipendenza di quest'ultimo da fattori ambientali e geometrici, hanno garantito un'ampia serie di informazioni pienamente sintetizzabili, come noto, attraverso il concetto di "firma spettrale". I dati telerilevanti in contemporanea si basano sul principio fisico per cui ogni materiale risponde in maniera differente alle diverse lunghezze d'onda emesse da una sorgente luminosa. Questa importante proprietà della materiale permette, in maniera diretta, di classificare differenti target, o gruppi di target, a partire dalla loro risposta radiometrica, investigando la quota parte di radianza riflessa nelle singole lunghezze d'onda registrabili dallo strumento.

Nell'ambito della Convenzione di Ricerca Regione Lazio – ISPRA relativa a “Rilievo di dettaglio della batimetria costiera laziale con tecnologie LiDAR e valutazione delle caratteristiche fisiche e biologiche in aree marine della costa laziale di specifico interesse ambientale” (lettera del 16-12-2008, prot. ISPRA n. 11606/08), la tecnologia LiDAR associata all'iperspettrale è stata utilizzata, nel lavoro di Tesi di laurea, per analizzare, valutare e validare l'applicazione di dati telerilevati LiDAR batimetrici e ottici iperspettrali MIVIS per lo studio delle praterie fanerogame marine, in ambiente di acque poco profonde nella zona antistante alle saline di Tarquinia.

## INDICE

<b>Introduzione</b>	1
<b>1. L'ambiente marino costiero ed il telerilevamento: una visione d'insieme</b>	4
1.1 L'ambiente marino costiero	4
1.1.1 La complessità biologica dell'ambiente costiero: ecotipologie e comunità litorali	6
1.1.2 Il piano infralitorale	9
1.2 Le praterie di <i>Posidonia oceanica</i>	12
1.2.1 Le fanerogame marine: un <i>escursus</i> evolutivo	13
1.2.2 Biologia ed ecologia di <i>Posidonia oceanica</i>	14
1.2.3 Struttura e tipologia delle praterie	19
1.2.4 Ruolo nella complessità biologica e strutturale dell'ambiente costiero: l'ecosistema a <i>Posidonia oceanica</i>	24
1.2.5 Ruolo negli equilibri fisici del sistema litorale	30
1.2.6 La regressione delle praterie e le sue cause principali	32
1.2.7 Distribuzione geografica	36
1.3 Lo studio dell'ambiente costiero marino attraverso tecniche di telerilevamento	38
1.3.1 Il telerilevamento applicato al mare	38
1.3.2 Il telerilevamento in acque costiere	41
1.3.3 La complessità dell'ambiente costiero nelle applicazioni da remoto	45
1.3.4 Il comportamento della radiazione luminosa in acqua	46
1.3.5 Acque di Caso 1 ed acque di Caso 2	50
1.3.6 Metodi di mappatura dell'ambiente bentonico	52
1.3.7 Lo studio della vegetazione acquatica attraverso il telerilevamento: teoria ed applicazioni	58
1.3.7.1 Caratteristiche spettrali del mondo vegetale	59
1.3.7.2 Sistemi di telerilevamento per lo studio della vegetazione acquatica	64
<b>2. Materiali e metodi</b>	71
2.1 Inquadramento dell'area di studio	71
2.1.1 La prateria di <i>Posidonia oceanica</i>	75
2.2 Il sensore MIVIS	79
2.2.1 Struttura del MIVIS	80
2.2.2 Applicazioni del sensore MIVIS in ambito biologico	83
2.3 Il sensore Hawk Eye II LiDAR	84
2.3.1 Applicazioni del sensore Hawk Eye II LiDAR in ambito biologico	87
2.4 Campagna di acquisizione dati	90
2.4.1 Acquisizione dati telerilevati	90

2.4.2	Acquisizione dati di campo	93
2.4.3	Acquisizione di video subacquei tramite telecamera	95
2.5	Elaborazione dei dati ed interpretazione	97
2.5.1	<i>Pre-processing</i> dati MIVIS	97
2.5.1.1	Correzioni geometriche	97
2.5.1.2	Correzioni radiometriche	100
2.5.1.3	Correzioni atmosferiche	100
2.5.1.4	Selezione dell'area di studio	104
2.5.1.5	<i>Subset</i> spettrale: scelta dei canali utili	108
2.5.1.6	Creazione di una maschera spettrale	109
2.5.2	<i>Pre-processing</i> dati LiDAR	110
2.5.3	Analisi dei transetti video ed identificazione delle caratteristiche spettrali delle varie tipologie di fondo	112
2.5.4	L'albero delle decisioni ( <i>Decision Tree Classification</i> )	120
2.5.5	<i>Spectral Mixing Analysis</i> (SMA)	120
2.5.5.1	Analisi delle Componenti Principali	122
2.5.5.2	Il <i>mixing space</i>	122
2.5.5.3	<i>Linear Mixture Model</i>	123
2.5.6	Campionamento di firme spettrali per lo studio dell'effetto della profondità sulla radianza del fondo	126
3.	<b>Risultati e discussioni</b>	132
3.1	L'albero delle decisioni	132
3.2	<i>Spectral Mixing Analysis</i>	140
3.2.1	Analisi dei <i>mixing space</i>	140
3.2.2	Modello lineare di <i>unmixing</i>	150
3.2.3	Confronto tra i risultati dei due approcci e validazione attraverso transetti video	159
3.3.	Studio sull'effetto della profondità sulla radianza del fondo	163
3.3.1	Unione delle informazioni spettrali e batimetriche	165
3.3.2	Studio sulla forma del <i>mixing space</i> ed influenza del fattore profondità	166
3.3.3	Studio della relazione tra radianza e profondità sull'intero fondo	172
3.3.4	Estrazione di <i>subset</i> relativi alle due tipologie principali di fondo, fondo vegetato e fondo non vegetato a partire dal <i>mixing space</i>	174
3.3.5	Studio sul comportamento della radianza in funzione della profondità per le due tipologie principali di fondo	178
3.3.6	Calcolo delle radianze residue	186
3.3.7	Applicazione della <i>Spectral Mixing Analysis</i> all'immagine delle radianze residue	191

<b>4. Conclusioni</b>	í ...	194
<b>Bibliografia</b>	í .....	198
<b>Appendice</b>	í í	237
<b>Divulgazione scientifica</b>	.....	241

## INTRODUZIONE

L'utilizzo di tecnologie da remoto per lo studio dell'ambiente sta prendendo sempre più piede nell'ambito dell'ecologia e della conservazione della natura. Ambienti come quelli marino-costieri, altamente complessi e dinamici, rappresentano attualmente una delle principali sfide del telerilevamento in materia ambientale. Se prima l'utilizzo di dati remoti in ambiente costiero era limitato alle fotografie aeree o ai sensori satellitari multispettrali dalle caratteristiche spettrali e dalle risoluzioni spaziali troppo poco accurate per lo studio di un ambiente così eterogeneo, oggi l'evoluzione di sensori iperspettrali, con risoluzioni spettrali e spaziali enormemente migliori, apre nuove frontiere all'applicabilità di tecniche remote per lo studio di dettaglio dell'ambiente costiero.

Gli ambienti costieri sono tra gli ambienti più importanti sia in termini di biodiversità e di complessità funzionale che di utilità per l'uomo, in quanto oltre a rappresentare la culla di ecosistemi tra i più produttivi al mondo, come le praterie di fanerogame, le barriere coralline, gli ecosistemi a mangrovie, sono di importanza cruciale per molte attività umane, dalla pesca, ai trasporti, al turismo, ecc. Ai fini della protezione di questi ambienti e di una gestione efficace integrata della fascia costiera, si presenta una crescente esigenza di una spazializzazione di dati ad alta risoluzione che consenta una visione completa del sistema costiero. In quest'ottica il telerilevamento possiede alcune peculiarità che possono essere di estrema validità negli studi ecologici, come la sinotticità, la multitemporalità, il superamento del concetto puntuale di campionamento a vantaggio di una descrizione spaziale completa.

Questo lavoro si propone come scopo quello di indagare le capacità e l'applicabilità di sensori iperspettrali (MIVIS) e laser (LiDAR) aerotrasportati nello studio delle proprietà spettrali di un'area marina costiera caratterizzata dalla presenza di praterie di *Posidonia oceanica*, al fine di evidenziare i limiti e le potenzialità di un approccio completamente basato sull'interpretazione dell'immagine (*image-based*) nel delineare le caratteristiche di un ambiente marino di elevata importanza ecologica.

Lo studio rientra nell'ambito di un progetto di ricerca portato avanti dall'Istituto Superiore Per la Ricerca Ambientale, ISPRA, dove l'intero lavoro è stato svolto .

Nell'ottica dello studio spettrale dell'infralitorale superiore attraverso queste moderne tecnologie è stata selezionata l'area costiera laziale compresa tra Marina di Tarquinia e Sant'Agostino (VT), perchè ivi presente un'ampia prateria di *P. oceanica* a partire da basse

profondità (-3, -5 m). Questo target risulta molto interessante per gli studi da remoto sia per le peculiari caratteristiche ottiche proprie della vegetazione bentonica, sia per l'importanza a livello di servizi ecosistemici. Le praterie di *P. oceanica* sono infatti tra gli ecosistemi più importanti delle coste del Mediterraneo, fondamentali nel mantenimento sia degli equilibri ecologici che fisici dell'ambiente costiero. La documentata regressione delle praterie di *P. oceanica* in molte aree del Mediterraneo sta producendo effetti destabilizzanti per l'equilibrio dell'intero ecosistema marino. L'esigenza di conoscere la precisa localizzazione, estensione e stato di salute delle praterie del Mediterraneo sta portando alla pianificazione di progetti di conservazione mirati ed efficaci, che sfruttino anche nuove tecnologie come quelle remote.

In questo studio sono state sperimentate due tecniche di elaborazione d'immagine volte ad estrarre informazioni spettrali dall'ambiente bentonico, con un focus sulla prateria di *P. oceanica*. L'albero delle decisioni si presenta come un approccio "rigido" di classificazione supervisionata che produce mappe dall'interpretazione diretta, costruite sulla base di differenze spettrali tra i target precedentemente determinate. Ha consentito l'individuazione del limite superiore della prateria e l'interpretazione di questa in termini di alta e bassa copertura con una buona accuratezza fino ai -6 m di profondità. La *Spectral Mixture Analysis* (SMA) è invece una metodologia di studio ed interpretazione dell'immagine innovativa che modella la radianza di ogni pixel come combinazione lineare delle radianze di target spettralmente puri, consentendo uno studio accurato dei pixel misti, e quindi un'interpretazione della variabilità spettrale in termini di continuità, che meglio si adatta all'eterogeneità ambientale rispetto alle classificazioni rigide. Questa tecnica ha consentito il riconoscimento della forma complessiva della prateria presente nell'area rilevata, sia nei limiti laterali che superiore, ed ha permesso un'interpretazione del grado di copertura in termini di continuità, con buona accuratezza fino ai -6 m di profondità.

La forte dipendenza della risposta spettrale del fondo dalla profondità ha portato il lavoro ad ampliarsi su un'indagine riguardante il comportamento della radianza di due diverse tipologie di fondo, quello vegetato e quello non vegetato, in funzione della profondità. Lo studio ha fornito la base per un'iniziale implementazione di un sistema di correzione della colonna d'acqua completamente *image-based*, che sfrutta le potenzialità d'indagine spettrale della SMA con lo scopo di riuscire a raggiungere un maggior dettaglio nella distinzione dei target bentonici, anche in assenza di dati di campo.



I risultati della tesi qui di seguito presentata costituiscono una base di conoscenza che potrà essere utile in futuri lavori che prevedano l'utilizzo di dati da remoto per indagare il fondo marino costiero, con approccio *image-based*, e per l'implementazione di metodi di correzione della colonna d'acqua, in un settore che si trova ancora in piena sperimentazione.

# **1 L' AMBIENTE MARINO COSTIERO ED IL TELERILEVAMENTO: UNA VISIONE D'INSIEME**

## ***1.1 L'ambiente marino costiero***

Le aree costiere ospitano alcuni tra gli ecosistemi più delicati e preziosi sia in termini di biodiversità e di complessità funzionale che di utilità per l'uomo.

La fascia costiera può essere definita come la zona di transizione tra le aree puramente di tipo terrestre e quelle puramente di tipo marino, ed i processi caratteristici dell'uno o dell'altro ambiente in questa zona coesistono in un delicato equilibrio. Essendo una zona di transizione l'ambiente costiero è caratterizzato dalla presenza di numerosi gradienti che coinvolgono la maggior parte dei fattori ambientali: in uno spazio limitato si passa dalle acque costiere alle acque interne, dalla pianura all'alta quota, dagli ambienti umidi a quelli asciutti, ecc. In altre parole, le zone costiere concentrano un'alta diversità di *habitat* in una piccola estensione. Inoltre, all'elevata diversità spaziale si affianca una marcata fluttuazione temporale dei parametri ambientali, dato che i fattori ecologici che agiscono in ambiente costiero sono altamente dinamici.

Queste caratteristiche fanno sì che le zone costiere siano contraddistinte da elevati livelli di biodiversità e da una notevole complessità ecologica; le aree marine costiere del Mediterraneo in particolare sono seconde soltanto a quelle tropicali per ricchezza in specie (Bianchi e Morri, 2000). A testimonianza di ciò si può citare il fatto che in Europa le zone costiere rappresentano solo l'11% del territorio ma ospitano ben il 50% delle piante indigene europee, e 50.000 km<sup>2</sup> di costa sono incluse nella Rete Natura 2000 perché dimora di un *habitat* (nel 40% dei casi) o di una specie di interesse europeo (cioè *habitat* o specie inclusi negli Allegati I e II della Direttiva "Habitat" 92/43/CEE) (Europa, Habitat naturali-Natura2000, fonte web; Regione Lazio, 2009). Gli ambienti costieri rappresentano la culla di ecosistemi tra i più complessi e produttivi esistenti al mondo, tra i quali si possono citare le barriere coralline, le praterie di fanerogame ed in particolare di *Posidonia oceanica* nel Mediterraneo, gli ecosistemi a mangrovie, ecc.

La ricchezza ecologica delle zone costiere fa sì che in esse si concentri anche la gran parte delle attività antropiche, che beneficiano degli elevati livelli di biodiversità e dei servizi ecosistemici offerti da questi *habitat* di transizione. La metà della popolazione europea vive a meno di 50 chilometri dal mare, con i picchi di maggiore densità lungo le coste del

Mediterraneo e questo trend è in continua ascesa (COM, 2000). Del resto le aree costiere sono molto produttive e sono perciò la sede logica di molte attività socio-economiche: dagli insediamenti ai trasporti, dall'agricoltura alla pesca ed acquicoltura, dall'estrazione delle materie prime allo smaltimento dei rifiuti, dall'industria al turismo (European Comission, 2000, fonte web).

In questo contesto di alta complessità e fragilità ecosistemica, non è ancora chiaro come le relazioni tra biodiversità e dinamica influenzino l'evoluzione del sistema marino costiero. La complessità spaziale di questi ambienti e delle dinamiche che li regolano porta verso l'esigenza di spazializzare i dati puntuali di natura ecologica e geologica. Il telerilevamento in questo contesto fornisce la sinotticità e la multitemporalità che si necessitano, e che non è altrimenti possibile raggiungere con i metodi tradizionali.

La tesi di laurea s'inserisce all'interno di un ampio progetto di ricerca (ISPRA, 2009 a,b,c,d) che, attraverso l'impiego di nuove metodiche di rilievo che prevedono l'utilizzo di sensori aerotrasportati, ha lo scopo di fornire elementi di valutazione ambientale finalizzati alla gestione integrata delle zone costiere.

Queste nuove metodiche di rilievo da remoto presentano delle caratteristiche uniche che le rendono strumenti particolarmente utili per la caratterizzazione, monitoraggio e gestione di un'area costiera estesa, proprio perchè con un unico sorvolo aereo, che in questo caso coinvolge due sensori (iperspettrale e laser), si entra in possesso di un dataset enorme di informazioni che consente lo studio a varie scale delle diverse componenti dell'intero sistema costiero. Rappresenta quindi un'enorme potenzialità per studi di ecologia a piccola e grande scala. In particolare permette di:

- superare il concetto puntuale di campionamento a vantaggio di una descrizione spaziale completa;
- valorizzare la misura puntuale *in situ* per estenderne il significato nello spazio circostante;
- studiare ampie porzioni di superficie altrimenti impossibili da visionare (sinotticità);
- aggiornare i dati raccolti e metterli in relazione con serie storiche (multitemporalità);
- ottenere un dataset che contiene un'enorme ricchezza di informazione, e che può essere utilizzato di volta in volta per concentrarsi su aspetti diversi dello stesso ecosistema.

In ambito costiero in particolare le potenzialità di questa tecnologia sono elevate, ma ancora per buona parte inesplorate.

### 1.1.1 *La complessità biologica dell'ambiente costiero: ecotipologie e comunità litorali*

La grande biodiversità dell'ambiente marino costiero è determinata principalmente dalla enorme variabilità dei fattori ambientali che interagiscono in quest'ambiente creando tra le più varie e complesse situazioni. I fattori ambientali in mare possono essere suddivisi in due grandi tipologie: i fattori climatici e quelli edifici. Ai primi appartengono l'umidità, la luce, la temperatura e la pressione, mentre ai secondi, che presentano variazioni a carattere locale, l'idrodinamismo, la salinità, il tipo di substrato, il trofismo del sistema. L'andamento e l'interazione di questi fattori determinano, in larga parte la distribuzione e la struttura delle comunità, anche se rimangono altrettanto importanti i biotici e biogeografici.

Lo studio delle comunità marine è necessario per descrivere l'andamento spaziale e temporale dell'ecosistema, ma anche per stabilire quale sia il ruolo dei diversi fattori ambientali nel determinarne distribuzione e struttura.

A sua volta la presenza di un popolamento in un'area ne evidenzia le caratteristiche ambientali; rapporto interessante da un punto di vista applicativo in quanto, conoscendo le risposte dell'organismo o della comunità al cambiamento di alcuni parametri, è possibile identificare un certo numero di descrittori ambientali (parametri fisici, chimici, geomorfologici, biologici) capaci di misurare la qualità ecologica di un ambiente in funzione del suo grado di eterogeneità e complessità.

Lungo la fascia costiera mediterranea, sia su fondi mobili (sabbie, fanghi) che sui fondi duri, è possibile distinguere cinque piani che costituiscono il sistema litorale, secondo il modello di zonazione ideato da Peres e Picard negli anni '60 (Peres e Picard, 1964), che si basa su criteri legati principalmente al fattore luce (Fig.1.0):

il *piano adlitorale*, è il paesaggio caratterizzato da tutti i popolamenti della fascia costiera emersa influenzati indirettamente dal mare;

il *piano sopralitorale*, è l'ambiente degli spruzzi, la fascia costiera immediatamente sopra del livello medio di marea in cui coesistono sia organismi terrestri che marini, i cui cicli biologici sono indirettamente influenzati o legati al mare;

il *piano mediolitorale*, è la fascia di costa regolarmente interessata dai periodici movimenti di marea;

il *piano infralitorale*, è l'ambiente immerso caratterizzato dallo sviluppo delle alghe fotofile e delle praterie di fanerogame marine, dove la luce gioca un ruolo fondamentale;

il *piano circalitorale*, è l'ambiente dominato dalle alghe sciafile, ma in cui la componente animale dei popolamenti prende lentamente il sopravvento sulla frazione algale. Il suo limite coincide con il margine della platea continentale (180-200 m di profondità), dove sfuma nel piano batiale, in cui la luce non ha più alcun ruolo diretto.

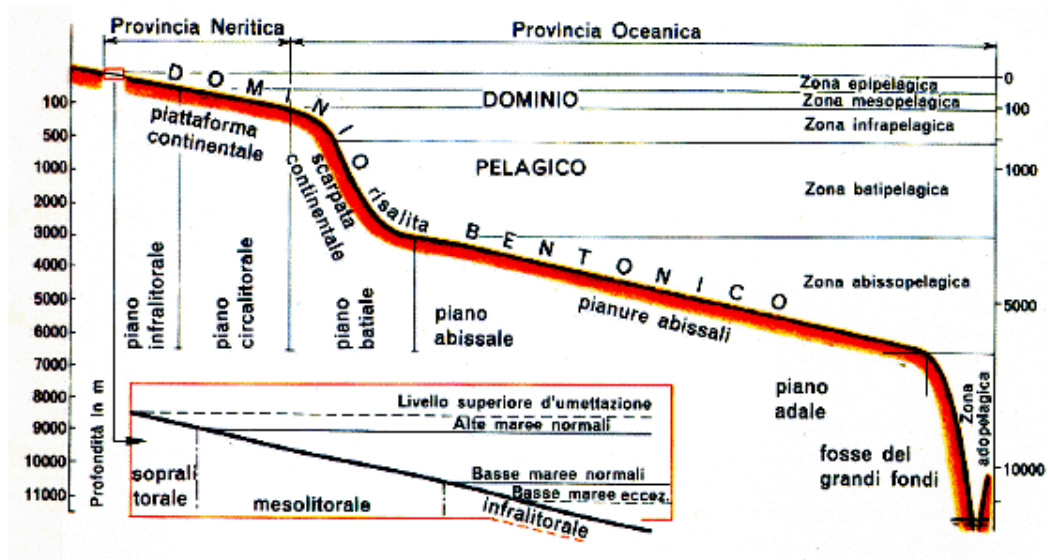


Fig. 1.0. La classica zonazione del dominio bentonico di Peres e Picard, da “Dispense di Ecologia Marina”, Ardizzone.

All'interno di ciascun piano è possibile distinguere una serie di raggruppamenti (biocenosi, facies, orizzonti) determinati dall'associazione di specie a particolari condizioni ambientali (Tab. 1.0 e 1.1).

<b>FONDI DURI</b>	
<b>PIANO SOPRALITORALE</b>	
Biocenosi della roccia sopralitorale a <i>Verrucaria amphibia</i> e <i>Melaraphe neritoides</i> Banquette di foglie spiaggiate di <i>Posidonia oceanica</i>	
<b>PIANO MESOLITORALE</b>	
Biocenosi della roccia mediolitorale superiore	Biocenosi della roccia mediolitorale inferiore
Cintura algale a <i>Rissoella verrucolosa</i>	Cinture a <i>Chtamalus</i>
Cintura algale a <i>Lithophyllum lichenoides</i> (trottoir)	Cintura algale a <i>Ralfsia verrucosa</i>
Facies algale a <i>Neogoniolithon notarisii</i>	Facies algale a <i>Fucus virsoides</i>
Facies d'ambiente inquinato a cianobatteri ( <i>Rivularia atra</i> )	Facies a <i>Mytilus galloprovincialis</i>
<b>PIANO INFRALITORALE DI SUBSTRATO DURO</b>	
<u>Popolamenti fotofili d'ambiente battuto</u>	
Cornice a Vermitidi	Facies a <i>Astroides calycularis</i>
Facies ad alghe ( <i>Lithophyllum</i> ), spugne ( <i>Crambe</i> ) e briozoi ( <i>Reptadeonella</i> ) incrostanti	Facies algale a <i>Cystoseira stricta</i>
Facies algale a <i>Cystoseira compressa</i>	Facies algale a <i>Corallina elongata</i>
<u>Popolamenti eutrofici d'acque a scarso ricambio</u>	Facies algale a <i>Saccorhiza polyschides</i>
Facies ad alghe nitrofile ( <i>Ulva</i> , <i>Enteromorpha</i> )	
Facies portuali a dominanza animale: a idroidi, a balanidi, a briozoi e policheti e ad ascidie	
Biocenosi lagunare eurialina ed euterna	
<u>Popolamenti fotofili d'ambiente calmo</u>	
Facies a <i>Cystoseira crinita</i>	Facies a <i>Halopteris scoparia</i>
Facies a <i>Padina pavonica</i>	Facies a <i>Acetabularia acetabulum</i>
Facies a <i>Dasycladus vermicularis</i>	Facies a <i>Penicillus capitatus</i>
<u>Popolamenti emifotofili</u>	
Biocenosi del coralligeno di piattaforma	Facies a <i>Codium bursa</i>
Facies a <i>Cystoseira spinosa</i>	Facies a <i>Dyctiopteris membranacea</i>
Facies a <i>Cladocora caespitosa</i>	Facies a <i>Eudendrium glomeratum</i> (invernale)

Popolamenti sciafili Facies a <i>Halimeda tuna</i> Facies a <i>Eunicella stricta</i>	Facies a <i>Udotea petiolata</i>
<b>PIANO CIRCALITORALE</b> Facies a <i>Cystoseria zosteroides</i> Facies a <i>Eunicella cavolinii</i> Facies a <i>Corallium rubrum</i> Facies a poriferi ( <i>Axinella</i> , <i>Spongia</i> , <i>Cacospongia</i> ) Facies a <i>Lytocarpia myriophyllum</i> Bocenosi di grotta semioscura	Biocenosi coralligena Facies a <i>Paramuricea clavata</i> Facies a <i>Parazoanthus axinellae</i> Facies a briozoi ( <i>Cellaria fistulosa</i> ) Facies a <i>Laminaria rodriguezii</i> Biocenosi di grotta oscura

Tab. 1.1. Principali popolamenti bentonici dei fondi duri. Da Della Croce et al., 1997.

<b>FONDI MOBILI</b>
<b>PIANO SOPRALITORALE</b> Biocenosi delle sabbie sopralitorali a disseccamento rapido Biocenosi delle sabbie sopralitorali a disseccamento lento Banquette di foglie spiaggiate di <i>Posidonia oceanica</i>
<b>PIANO MESOLITORALE</b> Biocenosi del detritico mediolitorale Biocenosi di sabbie mediolitorali d'ambiente battuto Biocenosi di sabbie mediolitorali d'ambiente riparato Biocenosi lagunare delle sabbie fangose superficiali d'ambiente calmo
<b>PIANO INFRALITORALE</b> Biocenosi dei ciottoli infralitorali Facies dei ciottoli ad alghe ( <i>Lithophyllum</i> ), spugne ( <i>Crambe</i> ) e briozoi ( <i>Reptadeonella</i> ) incrostanti Biocenosi delle sabbie fini superficiali (con numerose facies a molluschi bivalvi e policheti) Biocenosi delle sabbie fini ben calibrate (con numerose facies a molluschi bivalvi e policheti) Biocenosi a <i>Anadimene stellata</i> , <i>Geodia cydonium</i> , <i>Holoturia impatiens</i> Biocenosi delle sabbie fangose d'ambiente riparato Facies a <i>Ophiotrix</i> , <i>Reniera</i> e <i>Microcosmus</i> Facies a <i>Amphiura chiajei</i> e <i>Schizaster canaliferus</i> Biocenosi sabbiosa in correnti di fondo (con numerose facies) Biocenosi dei sedimenti inquinati (facies a <i>Capitella capitata</i> , <i>Corbula gibba</i> ) Biocenosi lagunari eurialine ed euriterme <u>Praterie</u> Prateria di <i>Posidonia oceanica</i> Facies della matte morta di <i>Posidonia</i> Prateria di <i>Cymodocea nodosa</i> Prateria a <i>Zostera noltii</i> Prateria lagunare a <i>Zostera marina</i> Prateria a <i>Caulerpa prolifera</i>
<b>PIANO CIRCALITORALE</b> <u>Popolamenti dei fondi detritici costieri</u> Facies as alghe rosse libere e incrostanti Facies a briozoi ( <i>Turbicellepora avicularis</i> ) Facies a <i>Eunicella verrucosa</i> Facies algale a <i>Laminaria ochroleuca</i> <u>Popolamenti dei fondi detritici infangati</u> Facies a <i>Leptogorgia sarmentosa</i> Facies a <i>Ophiotrix quinque maculata</i> <u>Popolamenti dei fanghi terrigeni costieri</u> Facies a <i>Turritella communis</i> Facies a <i>Labidoplax digitata</i>

Tab. 1.2. Principali popolamenti bentonici dei fondi mobili. Da Della Croce et al., 1997

### 1.1.2 Il piano infralitorale

Tra tutti i piani delineati da Peres e Picard uno dei più interessanti, ma allo stesso tempo difficili da studiare con tecniche telerilevate, è il piano infralitorale. L'infralitorale può essere considerato come il piano più eterogeneo dell'intera piattaforma continentale e per questo motivo è maggiore il numero di biocenosi che lo caratterizzano.

Il piano infralitorale è costituito dall'ambiente subtidale fotofilo in cui si assiste ad un imponente sviluppo di alghe e delle fanerogame marine, quali la *Posidonia oceanica*.

L'esiguità delle maree in Mediterraneo rende difficile individuare lo zero biologico dove il piano mesolitorale finisce e lascia spazio a quello infralitorale. Per definizione s'intende lo zero biologico il livello in cui compaiono organismi strettamente infralitorali, come le alghe appartenenti ai generi *Cystoseira* e *Corallina*. Il limite inferiore del piano è in genere segnato dal limite inferiore di distribuzione delle alghe fotofile e della prateria a *Posidonia*, tra i 30-40 m di profondità. Tale profondità dipende comunque dalla trasparenza delle acque e può variare quindi da pochi metri nelle acque più torbide a oltre 50 m nelle acque particolarmente trasparenti. L'ambiente del piano infralitorale è inoltre caratterizzato da un forte idrodinamismo che assieme a luce, temperatura e salinità costituisce un fattore ecologico importante.

Può essere suddiviso in un infralitorale superiore (0-1 m di profondità), medio (2-14 m) e inferiore (15-40 m), in funzione dell'intensità luminosa e dell'idrodinamismo, secondo il modello delle profondità critiche di Rield (Bianchi e Morri, 2001).

#### *Biocenosi del piano infralitorale roccioso:*

Sui fondi rocciosi mediterranei, i popolamenti algali sono essenzialmente costituiti da numerose specie di grandi alghe brune appartenenti al genere *Cystoseira*. Per sua natura la parete rocciosa è ricca di cavità e presenta un andamento irregolare con alternanza tra zone esposte e riparate, illuminate ed in ombra che favorisce lo sviluppo di diverse associazioni biologiche, la cui distribuzione è inevitabilmente discontinua e spesso sovrapposta. Tutto questo aumenta la ricchezza del piano infralitorale che spesso si trova ad ospitare anche frammenti di popolamenti circalitorali, quando le condizioni di luminosità ed idrodinamismo lo consentono. In generale, in ambienti esposti, si sviluppa un popolamento algale fotofilo a *Cystoseira stricta*, spesso accompagnata da associazioni legate sia alla geomorfologia del substrato che alla sua esposizione. I primi metri di profondità, spesso costituiti da roccia suborizzontale, sono dominati da un popolamento a *Corallina elongata*,

con un importante sottostrato a *Balanus perforatus*. Nei metri successivi l'inclinazione aumenta e prevale un popolamento ad alghe incrostanti (*Lythophyllum incrustans*) accompagnato da piccoli madreporari (*Balanophyllia europaea*) e forme incrostanti quali spugne (*Crambe crambe*, *Spirastrella cunctatrix* e *Hemimyscale columella*) e briozoi. In questa fascia i ricci erbivori (*Paracentrotus lividus* e *Arbacia lixula*) rappresentano un fattore limitante per la colonizzazione algale.

In ambienti superficiali a massi e ciottoli, il mosaico di associazioni sfuma gradualmente in un popolamento algale emitofilo caratterizzato da *Cystoseira spinosa*, con la presenza di numerose altre specie tra cui gli idrozoidi (*Eudendrium* spp. E *Aglaophenia* spp.). In quest'ambiente è comune anche *Cladocora caespitosa*, unico madreporario mediterraneo a presentare una simbiosi con elementi autotrofi simile a quella che caratterizza i madreporari della barriera corallina tropicale. Localmente si possono sviluppare dense facies algali a *Corallina elongata*, *Halopteris scoparia*, *Acetabularia acetabulum* e *Padina pavonica*, a seconda dell'intensità del moto ondoso e della risospensione della sabbia che può ricoprirle. Immediatamente sotto la facies a *Cystoseria crinita*, si sviluppa stagionalmente tra i 20 e i 30 m di profondità la facies algale a *Dyctiopteris membranacea*, accompagnata da un ricco popolamento animale e vegetale. In genere le alghe mostrano tipici andamenti stagionali con i massimi valori di ricoprimento in primavera e declino in autunnale.

#### *Biocenosi infralitorali dei fondi molli:*

Le biocenosi dei fondi molli sono assai differenziate a seconda della tessitura del sedimento, dell'idrodinamismo, della salinità delle acque e di altri fattori; sono in gran parte dominate dalla componente animale, con una ricca fauna fossoria costituita principalmente da molluschi bivalvi (*Spisula subtruncata*, *Chione gallina*, *Acanthocardia tuberculata*, *Macra corallina*) e anellidi policheti (*Nephtys hombergii*, *Owenia fusiformis*) e caratterizzati da un'assenza quasi totale di vegetazione algale.

Tra le poche piante che riescono a colonizzare quest'ambiente c'è la fanerogama *P. oceanica*, che grazie alla struttura radicale e alla capacità di intrappolare i sedimenti e formare una robusta struttura detta matte, può colonizzarefondi mobili che le alghe, non dotate di struttura radicale, non riuscirebbero ad utilizzare. La costruzione di una base compatta con sedimento e residui vegetali, modifica la natura del sedimento originario verso una condizione di maggiore tenuta in grado di ospitare una fauna molto complessa.



### *Praterie del piano infralitorale:*

L'ambiente sabbioso del piano infralitorale è dominato dalle praterie delle fanerogame marine ed in particolare dalla *Posidonia oceanica* e dalla *Cymodocea nodosa*. La *Posidonia* è una pianta endemica del Mediterraneo affine ad altre specie che vivono lungo le coste dell'Australia meridionale. La prateria di questa fanerogama (Fig.1.1) si sviluppa praticamente lungo tutte le coste italiane, ad esclusione dell'alto e medio Adriatico, sin dai pochi metri di profondità. La sua distribuzione batimetrica è fortemente influenzata dal grado di trasparenza dell'acqua: in condizioni ideali la *Posidonia* raggiunge e supera i 40 m di profondità con valori di densità fogliare molto elevati (oltre 700 ciuffi/m<sup>2</sup>). Il posidonieto, per la sua ampia distribuzione lungo le coste del Mediterraneo, per l'importanza della sua produzione primaria, per la ricchezza delle flore e faune associate nonché per il ruolo che ha nel determinare l'equilibrio geomorfologico del litorale è l'ambiente guida dell'intero ecosistema costiero mediterraneo.

In prossimità delle foci, e in ambienti lagunari, la *P. oceanica* è sostituita dalla più tollerante *Cymodocea nodosa* che forma praterie poco dense fino alla profondità di circa 20 m. Queste sono spesso frammiste a un'altra fanerogama marina, la *Zoostera noltii*. La *Cymodocea nodosa* è una pianta pionera, prepara il terreno per la colonizzazione da parte di altre fanerogame, come la *Posidonia*.

In acque calme, calde e superficiali, su fondali ricchi di sostanza organica, si possono sviluppare praterie anche molto dense di un'alga verde assai caratteristica, la *Caulerpa prolifera*. Recentemente, in alcune aree tirreniche si sono sviluppate, soprattutto nei piccoli porti, praterie di *Caulerpa taxifolia*, specie di origine indopacifica, fortemente invasiva e che sta destando preoccupazione per l'alta competizione con la *Posidonia* (Meinesz et al., 2001).

## **1.2 Le praterie di *Posidonia oceanica***

Tra gli ecosistemi d'importanza prioritaria delle coste mediterranee le praterie di *P. oceanica* rivestono un ruolo di rilievo. Per l'unicità dei servizi ecosistemi che queste offrono e per il loro ruolo chiave negli equilibri bio-fisici dell'ambiente costiero le praterie di *P. oceanica* sono diventate, nel corso degli ultimi decenni, uno degli obiettivi principali di protezione e gestione dell'ambiente marino nel Mediterraneo (Pergent, 1991a; Boudouresque et al., 1995b ; Anonyme, 2000 ; Pergent-Martini, 2000 ; Anonyme, 2001a ; Boudouresque, 2003 ; Procaccini et al., 2003) e sono indicate come "*habitat prioritario*" nell'allegato I della *Direttiva Habitat* (Dir. n. 92/43/CEE), una legge che raggruppa tutti i Siti di Importanza Comunitaria (SIC) che necessitano protezione.

L'importanza e l'interesse di questi ambienti, uniti alla volontà di sperimentare queste nuove tecnologie da remoto per studiare il fondo marino costiero, hanno portato a far delle praterie di *P. oceanica* l'oggetto principale su cui focalizzare questo lavoro.



Fig. 1.1. Prateria a *Posidonia oceanica*. Foto di Alberto Romeo.

### 1.2.1 Le fanerogame marine: un excursus evolutivo

La *Posidonia oceanica* (L.) Delile è una fanerogama marina endemica del Mediterraneo che appartiene al subphylum delle Angiosperme, classe Monocotyladonae, ordine Potamogetinales, famiglia delle Posidoniaceae. Come le altre fanerogame marine, *P. oceanica* si è evoluta circa 120-100 milioni di anni fa, nel Cretaceo, da alcune Angiosperme continentali distribuite lungo la zona di marea al confine tra terra e mare che si adattarono a sopportare brevi periodi di immersione in acque salate e tornarono col tempo ad insediarsi nell'ambiente marino. Queste piante si sono completamente affrancate dall'ambiente terrestre quando l'impollinazione anemofila è stata sostituita da quella idrofila, ovvero l'acqua ha sostituito il vento nel trasporto del polline (Den Hartog, 1970). Allo stato attuale le Angiosperme marine (prima chiamate Fanerogame) rappresentano, in virtù del numero di specie di cui si compongono, un gruppo di dimensioni insignificanti: 13 generi e 60 specie (Kuo e Hartog, 2001).

Diverse ipotesi possono essere avanzate per spiegare il perché la diversificazione delle Angiosperme marine è stata così limitata, mentre nello stesso periodo le Angiosperme continentali si sono fortemente diversificate. Tre ipotesi sono quelle che possono meglio spiegare questo fenomeno evolutivo: 1- la predominanza della riproduzione vegetativa rispetto alla riproduzione sessuata nelle Angiosperme marine (Romero, 2004); 2- la mancanza di simbiosi mutualistica con gli insetti per l'impollinazione (Romero, 2004); 3- il vantaggio competitivo delle Angiosperme marine rispetto agli altri produttori primari marini è talmente grande che la competizione non ha forzato l'evoluzione.

Ciononostante, pur essendo in numero limitato di specie, le Angiosperme marine rivestono una notevole importanza ecologica in ambiente costiero: molte di loro sono ingegneri d'ecosistema, o quantomeno specie chiave. Gli ecosistemi che esse edificano, o di cui costituiscono gli attori principali, svolgono un ruolo di vitale importanza in molte regioni del mondo e, specialmente, nel Mediterraneo.

Nel Mediterraneo si conoscono 5 specie di Angiosperme marine. Oltre a *Posidonia oceanica* (L.) Delile, si segnala la presenza di *Cymodocea nodosa* (Ucria), *Zostera marina*, *Nanozostera noltii* (Hornemann), e di una specie del Mar Rosso penetrata nel Mediterraneo dal canale di Suez, *Halophila stipulacea* (Forsk.) (Hartog, 1970; Por, 1978). L'Australia è al confronto molto più ricca, con 30 specie, di cui 8 appartenenti al genere *Posidonia*: *P. angustifolia*, *P. australis*, *P. coriacea*, *P. denhartogii*, *P. kirkemanii*, *P. ostenfeldii*, *P.*

*robetsonae* e *P. sinuosa* (Kuo e Hartog, 2001). Le sensibili differenze genetiche a livello di DNA tra la specie mediterranea (*Posidonia oceanica*) e le specie australiane del genere *Posidonia* indicherebbero che la separazione tra questi 2 gruppi sia antica e risalga, probabilmente, alla fine dell'Eocene (Waycott e Les, 2000).

### 1.2.2 Biologia ed ecologia di *Posidonia oceanica*

La *Posidonia oceanica* (L.) Delile è una fanerogama marina e, come tutte le fanerogame, si distingue dalle alghe in quanto possiede organi specializzati ben visibili (dal greco *phaneros* che significa “manifesto” e *gamos* “nozze”), rappresentati da radici, fusto, foglie (Fig.1.2) ed organi di riproduzione sessuali quali fiori e semi racchiusi da un frutto. Le radici ed il rizoma si presentano affossati nel sedimento e superiormente ad essi e' situato l'apice vegetativo della pianta da cui originano le foglie. Queste sono organizzate in fasci di 4 - 8 elementi e le loro dimensioni medie variano da 20 a 80 cm di lunghezza per 1 cm di larghezza.

Caratteristica dei rizomi di *Posidonia* e' la capacità di potersi accrescere sia in senso orizzontale (plagiotropo) che in senso verticale (ortotropo) cosicché ciascuna pianta risulta generalmente costituita da un rizoma originario dal quale si diramano per stolonizzazione altri rizomi plagiotropi e/o ortotropi che danno vita ad altri fasci fogliari. I rizomi sono dotati di radici che penetrano nel sedimento fino ad una profondità di 70 cm (Giraud et al., 1979; Boudouresque e Meinesz, 1982).

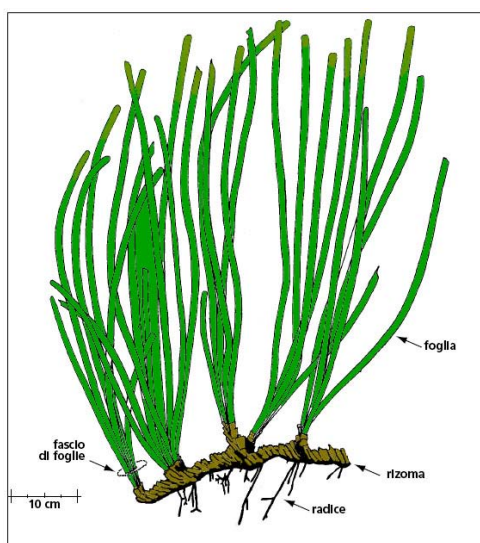


Fig. 1.2. Schema di una pianta di *P. oceanica* (da Mazzella *et al.*, 1986, modificato)

La stolonizzazione risulta essere la principale modalità di **riproduzione vegetativa** di questa pianta. Essa si verifica con il distacco di rizomi terminali dal rizoma parentale, per necrosi o a causa dell'idrodinamismo (Molinier e Picard, 1952) e per moltiplicazione ed accrescimento dei rizomi plagiotropi ed ortotropi. La riproduzione asessuata per stolonizzazione è prevalente nel Mediterraneo nord-occidentale.

La *Posidonia* si riproduce anche sessualmente per mezzo di fiori e di frutti (Den Hartog, 1970). La **riproduzione sessuale** prevede la fecondazione di fiori ermafroditi all'inizio dell'autunno. La maturazione dei frutti detti "olive di mare" è completa all'inizio della primavera, quando vengono dispersi dalle correnti. I fiori detti "spighe" a causa del loro aspetto, sono raggruppati in infiorescenze di colore verde portate da uno stelo inserito nel centro del ciuffo fogliare e avvolte per l'intera lunghezza da brattee floreali. Sono stati osservati diversi modelli di distribuzione delle infiorescenze, a seconda della loro distribuzione (in sequenza, opposti, alternati o terminali) lungo lo stolone (Mazzella *et al.*, 1984). L'infiorescenza è composta da due o tre rami secondari molto ravvicinati, inseriti lateralmente, e da un ramo terminale. A sua volta ciascun ramo della spiga si divide in una corta prefoglia che si accosta all'asse principale, ed in due brattee clorofilliane alternate, che proteggono gli organi sessuali inseriti sull'asse fruttifero (Fig. 1.3).

Così come accade per le strutture vegetative, nelle praterie più profonde il ciclo riproduttivo si presenta ritardato di circa due mesi rispetto alle praterie superficiali (Mazzella *et al.*, 1986). Secondo alcuni autori non esistono prove che il fenomeno della fioritura di *Posidonia oceanica* sia soggetto a cicli pluriennali (Mazzella *et al.*, 1984), altri ipotizzano una relazione tra la fioritura e la temperatura, avendo osservato che la fioritura avviene dopo che si sono verificate condizioni di elevata temperatura nell'estate precedente (Giraud, 1977). Tale ipotesi sembra suffragata dal fatto che la fioritura si verifica generalmente un mese dopo il raggiungimento della massima temperatura dell'acqua (Mazzella e Buia, 1991).

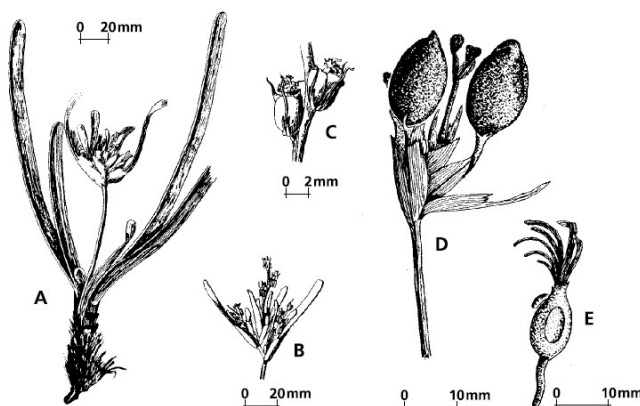


Fig. 1.3. Particolare dell'apparato riproduttore di *Posidonia oceanica*: A: fascio di foglie con infiorescenza; B: particolare di infiorescenza; C: due singoli fiori ingranditi; D: peduncolo con due frutti; E: seme in via di germinazione ( Da Boudouresque e Meinesz, 1982, modificato).

Dopo l'impollinazione, l'ovario fecondato porta a maturazione il frutto. Questo fenomeno non è riscontrabile in tutte le infiorescenze, in quanto buona parte di queste abortiscono prima che il frutto giunga a maturazione (Caye e Meinesz, 1984; Giraud, 1977; Mazzella *et al.*, 1984; Pergent, 1985). Il **frutto** giunto a maturazione si stacca dalla pianta e galleggiando alcune settimane grazie alle sostanze oleose presenti nel pericarpo, viene trasportato dalle correnti anche per lunghe distanze. Alcune "olive di mare" finiscono spiaggiate lungo le coste; quelle rimaste in mare con la deiscenza del pericarpo, liberano i semi. Questi cadono sul fondo e in presenza di condizioni favorevoli, in giugno, germinano, senza entrare in quiescenza. Il processo germinativo inizia con l'espansione della plumula, seguita dall'emissione di una radice bianca al polo radicale e di una o due foglioline. Dopo circa una decina di giorni dall'inizio della germinazione, il meristema apicale produce circa tre foglie di colore verde e una due e tre radici avventizie alla base delle foglie (Balestri e Cinelli, 1995). A settembre i germogli sono già ben sviluppati e distribuiti in modo disomogeneo, con concentrazioni più elevate nelle zone meno esposte e a minore profondità (Piazzi *et al.*, 1996).

La fioritura e la fruttificazione della *P.oceanica* sono state da sempre considerate eventi piuttosto rari, soprattutto nelle porzioni più settentrionali del Mediterraneo (Molinier e Picard, 1952). Sulla base delle poche osservazioni risulta difficile valutare l'importanza della riproduzione sessuata nell'insediamento e nel mantenimento delle praterie, tuttavia essa sembra ridotta rispetto alla riproduzione vegetativa (Caye e Meinesz, 1984; Thelin e Boudouresque, 1985; Mazzella e Buia, 1991; Meinesz *et al.*, 1993).

Con lo sviluppo della prateria sia l'intrigo dei rizomi che le foglie costituiscono un efficiente strumento per la cattura del sedimento. Infatti, il sedimento presente in sospensione viene convogliato dalle foglie e si deposita sul substrato dove, insieme ai resti calcarei degli organismi che hanno vissuto nella prateria, rimane intrappolato tra i rizomi. La *Posidonia* deve quindi costantemente opporsi a questo processo di sedimentazione con la crescita ortotropa dei rizomi stessi. Si origina in tal modo una formazione a terrazzo costituita da un intreccio di rizomi, radici e sedimento poco classato che prende il nome di "**matte**" (Fig.1.4). La formazione della "matte" è funzione dell'equilibrio perfetto tra la crescita naturale dei rizomi ed il processo di sedimentazione (Boudouresque e Meinesz, 1982): se si verifica un eccessivo accumulo di sedimento il rizoma reagisce aumentando la sua crescita ortotropa ma, oltre un certo limite, la sua porzione vegetativa rimane troppo affossata e deperisce. Se al contrario si verifica un deficit nell'apporto sedimentario, non



solo non viene compensato l'accrescimento verticale dei rizomi, bensì può verificarsi che il moto ondoso provochi uno scalzamento del sedimento depositatosi in precedenza. Entrambi questi fattori concorrono all'erosione della matre con conseguente distruzione della prateria. Può verificarsi che successivamente alla moria delle piante, la "matre" persista come solo intreccio di rizomi e radici morte; su di questa possono nuovamente insediarsi alghe fotofile o piccole fanerogame. Questo complesso cenotico che attualmente copre vaste zone del sistema litorale mediterraneo, è stato definito da Augier (1985) biocenosi della Matre Morta di Posidonia (MMP) o Thanato-Posidonietum oceanicae.

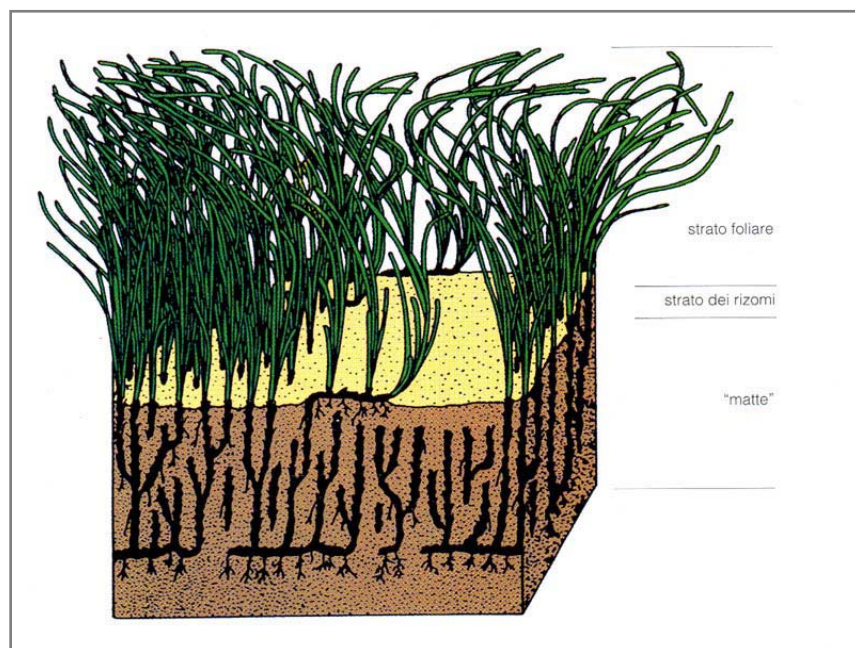


Fig. 1.4. Schema degli strati di una prateria di *Posidonia oceanica* (da Boudouresque e Meinesz, 1982, modificato).

Grazie alla formazione della "matre" la *P. oceanica* è in grado di utilizzare fondali sabbiosi non utilizzabili dalle alghe per assenza di strutture in grado di permetterne l'ancoraggio su fondi mobili, inoltre grazie alla presenza di radici la *P. oceanica* è in grado di utilizzare i nutrienti depositatesi nei sedimenti che andrebbero altrimenti persi e a rimmetterli in circolo nella catena alimentare, cosa che le alghe non riescono a fare mancando di un apparato radicale e utilizzando quindi solo i nutrienti contenuti nella colonna d'acqua.

È stato calcolato che ogni anno le praterie di *Posidonia* producono in media una biomassa vegetale e animale approssimabile a circa 38 tonnellate di peso secco per ettaro tanto che

esse vengono identificate come le più forti concentratrici di materia vivente del Mediterraneo (Boudouresque e Meinesz, 1982).

L'elevata biomassa vegetale caratteristica delle praterie di *Posidonia*, unita all'abbondanza ed alla eterogeneità strutturale del substrato, costituiscono l'ambiente ideale per comunità animali e vegetali molto diverse tra loro.

Per le vaste superfici che ricoprono nell'ambito del sistema marino costiero, le praterie di *Posidonia* esercitano, quindi, un ruolo chiave nel mantenimento dell'equilibrio e della ricchezza di quest'ultimo (Augier, 1985). La *Posidonia* contribuisce in modo cospicuo all'ossigenazione dell'acqua del sistema litorale. E' stato infatti calcolato che un metro quadrato di prateria produce da 4 a 20 litri di ossigeno ogni 24 ore (Boudouresque e Meinesz, 1982).

Le praterie inoltre esercitano un ruolo capitale nella stabilizzazione del litorale: le vaste estensioni di "matte" unite alla cospicua altezza dei fasci fogliari svolgono un'azione frenante nei confronti dell'idrodinamismo difendendo conseguentemente le coste sabbiose dall'erosione.

Dal punto di vista ecobiocenotico, la prateria di *Posidonia* viene considerata come lo stadio "climax" di una successione, essa rappresenta cioè il termine di una serie evolutiva che conduce all'insediamento di un popolamento estremamente ricco e diversificato in perfetto equilibrio con l'ambiente circostante. Non ultima dunque è l'importanza della prateria dal punto di vista floristico e faunistico. Numerose sono infatti le specie stabili, migratorie o occasionali che nella prateria trovano riparo, cibo e luogo di riproduzione. Le condizioni ecologiche estremamente varie che caratterizzano le praterie sommerse permettono infatti l'insediamento di un elevato numero di specie afferibili a diversi popolamenti ad affinità infra e circalitorali.

Fattori ambientali che controllano la proliferazione delle piante di *Posidonia* sono l'irradiazione luminosa, la salinità, la temperatura e l'idrodinamismo.

La **luce**, essendo funzione della trasparenza dell'acqua limita la sua distribuzione in profondità, che raggiunge nelle acqua più limpide anche i 40 m di profondità, ed è considerata uno dei fattori più importanti per la sua distribuzione e densità (Elkalay et al., 2003).

Altrettanto importanti nel determinare la distribuzione sono le variazioni di **salinità**: la *Posidonia* scompare alle foci dei fiumi ed è perennemente assente nelle acque salmastre.



Deperisce sotto il 33% di salinità e sembra invece resistere a salinità elevate, fino al 41% di salinità (Ben Alaya, 1972).

Le **temperature** minime e massime misurate in una prateria di *P. oceanica* sono rispettivamente pari a 9°C e 29.2°C (Augier et al., 1980; Robert, 1988). Le temperature estreme a quest'intervallo sono probabilmente tollerate solo in casi eccezionali. In profondità Mayot et al. (2005) suggeriscono che l'attuale aumento della temperatura dell'acqua marina (Salat e Pascual, 2002) potrebbe avere effetti negativi su *P. oceanica*.

*P. oceanica* teme inoltre un **idrodinamismo** troppo elevato. Le mareggiate strappano i fasci fogliari che, in parte, formeranno talee e possono erodere la matre sia direttamente, sia privandola del proprio sedimento e rendendola più fragile. Questo è il motivo per cui in zone più esposte all'idrodinamismo, la prateria non si avvicina a più di 1 o 2 m dalla superficie. Le matre morte possono quindi rappresentare un fenomeno naturale, come ad esempio nella baia di La Palud e a Port-Cros (Var, Francia) (Augier e Boudouresque, 1967). Spesso, in letteratura, la presenza di matre morte è invece stata erroneamente interpretata come segno univoco di un impatto antropico (Moreno et al., 2001).

Parte di questi fattori, come la trasparenza delle acque e la temperatura, possono essere studiate da remoto, ottenendo informazioni continue invece che puntuali, su aree estese. Ciò può fornire uno strumento di inferenza sulle caratteristiche di salute della prateria, su un eventuale regressione o modifica della sua forma e distribuzione.

### 1.2.3 *Struttura e tipologia delle praterie*

In seguito alle sue peculiari caratteristiche biologiche questa fanerogama marina forma ampie distese verdi chiamate praterie per affinità con quelle costituite da alcune piante terrestri.

Le praterie possono instaurarsi su substrati rocciosi e duri o su sedimenti sciolti di diversa granulometria (Colantoni, 1985). Su rocce dove l'apporto terrigeno è relativamente scarso, si sviluppa di solito "matre" di modesta entità e le piante si trovano disposte in ciuffi, che raramente raggiungono un'estensione tale da poter formare vere praterie (Colantoni, 1985). Più frequenti e diffuse sono le praterie su sedimenti sciolti; in questo caso si deve distinguere, tra sedimenti attuali, in equilibrio con l'idrodinamismo della zona, e sedimenti antichi (sedimenti relitti) (Colantoni, 1985). Nel primo caso in presenza di un equilibrio, i sedimenti accompagnano la crescita delle praterie. Quando il materiale terrigeno

proveniente dalla costa è in quantità eccessiva, può frenare o inibire lo sviluppo della *P. oceanica*, diminuendo la trasparenza dell'acqua o soffocando le piante (ipersedimentazione). Il miglior substrato per la formazione di praterie, sono i sedimenti relitti in zone a non più rapida sedimentazione. Ne deriva che lungo litorali rocciosi caratterizzati da una sedimentazione scarsa, le praterie sono presenti all'interno delle baie e delle insenature, dove si sono depositi sedimenti antichi e dove l'idrodinamismo locale permette un più facile insediamento (Colantoni, 1985). L'insediamento di una prateria di *P. oceanica* sia su roccia che su sabbia, necessita di un substrato umificato che si forma principalmente ad opera del detrito di origine vegetale (Ghirardelli, 1981). Sul substrato umificato si possono insediare specie algali dette pioniere, come *Caulerpa prolifera* (Forsskaal), o piccole fanerogame dei generi *Cymodocea* e *Zostera*, che rendono possibile la formazione di una sorta di suolo capace di ricevere i germogli o i semi di *P. oceanica*.

La *Posidonia oceanica* ha la capacità di modificare il substrato su cui s'impiana, sia esso sabbioso o roccioso, poiché la conformazione della prateria crea una trappola per il sedimento fine. Per calcolare l'innalzamento dal fondo marino bisogna considerare anche la subsidenza dovuta alla compattazione della "matte", oltre a fenomeni locali di regressione. L'innalzamento della "matte", può essere compreso tra un massimo di 1m al secolo (Moliner e Picar, 1952; Boudouresque e Jeudy de Grissac, 1983) e un minimo di 1,2 m in 4600 anni, e permette di misurare con una certa approssimazione la longevità della prateria. L'accrescimento della matte può avvicinare la prateria alla superficie che, in zone esposte al moto ondoso, si arresta a 1 o 2 m sotto il livello del mare. L'idrodinamismo in effetti contrasta la crescita e determina la formazione di un pianepiano di matte morta (Molinier e Picard, 1952; Boudouresque e Meinesz, 1982). Al contrario in condizioni di mare calmo, e in particolare sul fondo delle baie, la crescita di matte può spingersi fino alla superficie, facendo emergere le foglie, con la formazione di un *récif frangeant*, che se con il tempo si spinge verso il largo lasciando una laguna tra la prateria e la costa (Molinier e Picard, 1952; Augier e Bourdouresque, 1970), si trasformerà in una barriera naturale detta *récif barrière*.

Le caratteristiche peculiari di una prateria di *Posidonia oceanica*, quali densità, percentuale di copertura, estensione e morfologia, dipendono dall'insieme delle caratteristiche ecologiche dell'ambiente.

Ogni prateria è definita da due limiti:

- **Limite Superiore:** più vicino alla costa, che in genere è netto, con elevata densità e spesso in presenza di “matte”; dipende essenzialmente dalla pendenza del fondo e dall'idrodinamismo (Buia *et al.*, 2003).
- **Limite Inferiore:** rappresenta la profondità massima alla quale la prateria si spinge, può essere di aspetto differente a seconda delle condizioni ambientali.

Si distinguono quattro tipologie (fig 1.6) (Meinesz e Laurent, 1978; Pergent *et al.*, 1995):

**Limite progressivo:** il ricoprimento della pianta è inferiore al 50%, è presente un'alta percentuale di rizomi plagiotropi disposti parallelamente secondo la direzione della pendenza, la “matte” è generalmente assente. Un limite di questo tipo indica che la progressione batimetrica della prateria è in atto ed è ostacolata solo dalla graduale diminuzione della luce (la luce è il principale fattore limitante).

**Limite netto:** il ricoprimento della pianta è superiore al 50%, è caratterizzato da un'interruzione brusca della prateria, dalla presenza di rizomi sia ortotropi che plagiotropi e dalla mancanza della “matte”. Il tipo di substrato (sedimento o altro) sembra essere il principale fattore condizionante.

**Limite erosivo:** il ricoprimento della pianta può essere anche molto elevato, la prateria termina con un netto gradino di “matte” esposta, con prevalenza di rizomi ortotropi. L'idrodinamismo (es. correnti di fondo) sembra essere il fattore che limita la progressione della prateria.

**Limite regressivo:** caratterizzato dalla presenza di “matte morta”, su cui persistono isolati ciuffi vivi. Un limite di questo tipo indica una regressione della prateria dovuta ad un aumento della torbidità.

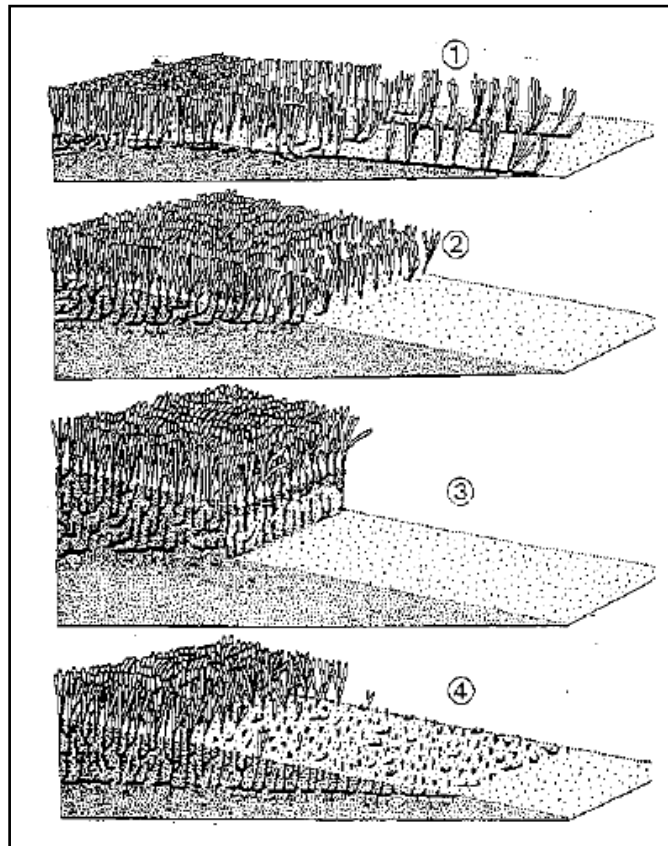


Fig. 1.5. Profili schematici del limite inferiore della prateria di *Posidonia oceanica*: 1) limite progressivo 2) limite netto 3) limite erosivo 4) limite regressivo. Da Meinesz e Laurent (1978).

Mentre il limite inferiore è indagabile quasi esclusivamente attraverso strumenti come Side Scan Sonar o Multibeam, è possibile monitorare nel dettaglio il limite superiore attraverso tecniche da remoto. Questo limite è infatti generalmente presente tra i -3 ed i -10 m di profondità, range batimetrico in cui le potenzialità dei sensori ottici remoti sono maggiori, al contrario delle tecnologie Side Scan Sona che sono logisticamente difficili da utilizzare a queste profondità.

Sorgenti naturali di variabilità, come l'idrodinamismo, il substrato, la luce, la temperatura, possono modificare profondamente la struttura e la morfologia di una prateria di *Posidonia* a tutte le scale (Panayotidis et al., 1981; Alcoverro et al., 1995; Marbà e Duarte, 1997; Greve e Binzer, 2004). Questo è particolarmente vero per il limite superiore, che si mostra altamente variabile in modo correlato a fonti di cambiamento naturali (Alcoverro et al., 1995; Marbà e Duarte, 1997; Balestri et al., 2003), mentre variazioni maggiormente correlate alla qualità ambientale sono tipiche del limite inferiore (Alcoverro et al., 1995; Marbà e Duarte, 1997). La posizione e lo stato del limite inferiore delle praterie di *Posidonia oceanica* sono descritte in più di 170 pubblicazioni scientifiche che dimostrano

l'esistenza di uno stretto legame tra la profondità del limite inferiore e la trasparenza dell'acqua.

Nonostante le attività antropiche influiscano fortemente sulla localizzazione e forma del limite superiore della prateria (es. sviluppo delle coste, ancoraggi) (Pergent-Martini, 2005), spesso si tende a collegare qualsiasi variazione di questo limite a pressioni antropogeniche piuttosto che appunto alla variabilità ambientale, cadendo a volte in grossi errori di interpretazione (Lopez y Royo et al., 2009).

La prateria di *Posidonia oceanica* si presenta appunto sotto diverse tipologie morfostrutturali legate all'idrodinamismo, alle correnti e/o temperature delle acque. Tuttavia queste tipologie non sembrano influire sulla densità dei fasci, sulla lunghezza delle foglie, sul numero di foglie per fascio o sulla biomassa (Borg et al., 2005).

La **prateria di pianura** è il tipo di prateria più comune nel Mediterraneo, e soprattutto in quello occidentale. Essa si presenta come una prateria più o meno continua, orizzontale o con moderata pendenza, interrotta da strutture erosive (scalini di matte, intermatte erosive, intermatte frangenti, canali di ritorno) e da matte morte non erosive (intermatte strutturali) (Boundouresque et al., 1980, 1985). Tutte queste strutture hanno origine naturale (Blanc e Jeudy de Grissac, 1984).

Le *intermatte erosive* sono scavate nella matte ed hanno in genere forma circolare o ovoidale, quando sono profonde *P. oceanica* può svilupparsi di nuovo sul fondo dell'intermatte (Molinier e Picar, 1952). Le *intermatte frangenti* sono canali lunghi alcune decine di metri e larghi qualche metro, paralleli alla costa. Il lato dell'intermatte più vicino alla costa è costituito da uno scalino di matte in erosione attiva, la parte centrale da matte morta talvolta ricoperta di sabbia, e il lato esterno da un fronte di prateria, con rizomi plagiotropi che tendono a ricolonizzare l'intermatte (Leriche et al., 2004). Alcuni casi tipici di intermatte frangenti sono stati osservati nella baia di Calvi in Corsica, a Torre Astura, al Circeo e a Terracina (Lazio meridionale) (Boudouresque et al., 1980; Diviacco et al., 1999, 2001). Le *intermatte strutturali* sono piccole distese di matte morta ( $0.2-0.5 \text{ m}^2$ ) la cui origine sembra essere naturale.

#### 1.2.4 Ruolo nella complessità biologica e strutturale dell'ambiente costiero: l'ecosistema a *Posidonia oceanica*

Le praterie di *Posidonia oceanica* rappresentano una biocenosi molto complessa e ben strutturata, caratterizzata da un'elevata variabilità biologica delle comunità vegetali ed animali che la compongono (Buia *et al.*, 2004), e per questo le vengono considerate come veri e propri ecosistemi.

La prateria, da un punto di vista ecobiocenotico, viene considerata come lo stadio “climax” di una successione, ovvero il termine di una serie evolutiva che conduce all'insediamento di un popolamento estremamente ricco e diversificato in perfetto equilibrio con l'ambiente circostante. Numerose sono quindi le specie stabili, migratorie od occasionali che nella prateria trovano cibo, luoghi di riproduzione attraverso la formazione di aree di “nursery” per gli avanotti dei pesci e di rifugio per un grande numero di organismi, tra cui specie anche di notevole importanza economica, come pesci, cefalopodi e crostacei (Francour, 1997; Boudouresque *et al.*, 2005; Connolly *et al.*, 2005). Le condizioni ecologiche estremamente varie che caratterizzano le praterie sommerse permettono infatti l'insediamento di un elevato numero di specie afferibili a diversi popolamenti ad affinità infra e circalitorali.



Fig. 1.6. Particolare di *P. oceanica* su roccia. Da areamarinasinis.it

Una caratteristica fondamentale di questo particolare ecosistema è la giustapposizione di due tipo di produzione primaria, che sostengono catene alimentari ricche e complesse.

La **produzione primaria originata da *P. oceanica*** è ricca di cellulosa e lignina, composti poco utilizzabili dagli erbivori, e di composti fenolici che hanno tra l'altro la funzione di dissuadere eventuali consumatori (Piovetti et al., 1984). La produzione primaria netta di *P. oceanica* è in media di 420 gMS/m<sup>2</sup>/anno (MS: massa secca), e può raggiungere i 1300 gMS/m<sup>2</sup>/anno; essa diminuisce in funzione della profondità (Mazzella et Ott, 1984 ; Romero-Martinengo, 1985 ; Pergent et al., 1994 ; Pergent-Martini et al., 1994 ; Pergent et al., 1997).

La **produzione primaria dagli epifiti delle foglie** è costituita da Cromobionte e Rodobionte, che possono essere facilmente utilizzate dagli erbivori; essa è compresa tra i 100 e i 500 gMS/m<sup>2</sup>/anno (Giorgi e Thélín, 1983; Mazzella e Ott, 1984).

Nel complesso le praterie di *P. oceanica* rappresentano uno degli ecosistemi più produttivi del pianeta.

La **comunità vegetale associata** alle piante di *P. oceanica* è costituita dalla sovrapposizione di due popolamenti: quello fotofilo presente sulle foglie e quello sciafilo che ricopre i rizomi (Mazzella et al., 1984).

La comunità epifita delle lamine fogliari stringe stretti legami con la pianta ospite, sviluppando adattamenti che rappresentano la migliore risposta possibile alle peculiarità del substrato e alle condizioni microclimatiche esistenti nella prateria (Scardi et al., 1986).

La comunità epifita mostra un rimarchevole grado di specificità per *P. oceanica* (Ben, 1971) che si basa sia su fattori biologici che fisici (Orth e Van Montfrans, 1984). Tra i primi si trovano i fattori correlati con la fisiografia e la morfologia della pianta come le interazioni chimiche tra *Posidonia* e gli epifiti, la natura del substrato, l'età, il tasso di crescita, la morfologia delle foglie, la competitività per lo spazio con altre specie sia animali che vegetali. I fattori biologici comprendono anche le interazioni tra la comunità epifita e quella animale che vive nella prateria, come ad esempio il pascolo da parte dei macroerbivori e dei microerbivori. I fattori fisici includono disturbi meccanici (idrodinamismo), luce, salinità e concentrazione di nutrienti.

La colonizzazione si realizza attraverso una successione temporale ben definita (Mazzella et al., 1984); i primi organismi che si insediano sui tessuti fogliari giovanissimi sono microrganismi batterici, che formano una sottile patina sulla quale si installano alghe unicellulari, le più comuni delle quali sono diatomee pennate del genere *Cocconeis* (Fig.



1.7). Nella fase successiva della colonizzazione appaiono delle alghe macroscopiche incrostanti appartenenti alle Phaeophyceae e alle Rodophyceae.

La successione si completa con l'insediamento di uno strato di alghe erette che, crescendo sulle alghe incrostanti, si elevano al di sopra della superficie fogliare con le loro strutture ramificate. In ogni caso la sequenza di colonizzazione, qualunque sia il tempo in cui ha inizio, è regolata dal ciclo stagionale della pianta (Wittmann *et al.*, 1981).

Il ricoprimento epifita evolve nell'arco dell'anno, raggiungendo il massimo nel periodo estivo, che coincide con il rallentamento del ciclo vegetativo della pianta ospite.

Oltre a numerose specie algali anche molti Briozoi seguono la stessa modalità successionale di insediamento e una precisa disposizione spaziale lungo le foglie (Casola *et al.*, 1987), ad esempio *Fenestrulina johannae* (Calvet) tipica della parte basale delle foglie, *Electra posidoniae* (Gautier) della parte centrale e *Aetea truncata* (Landsborough) della parte apicale (Fig. 1.7).

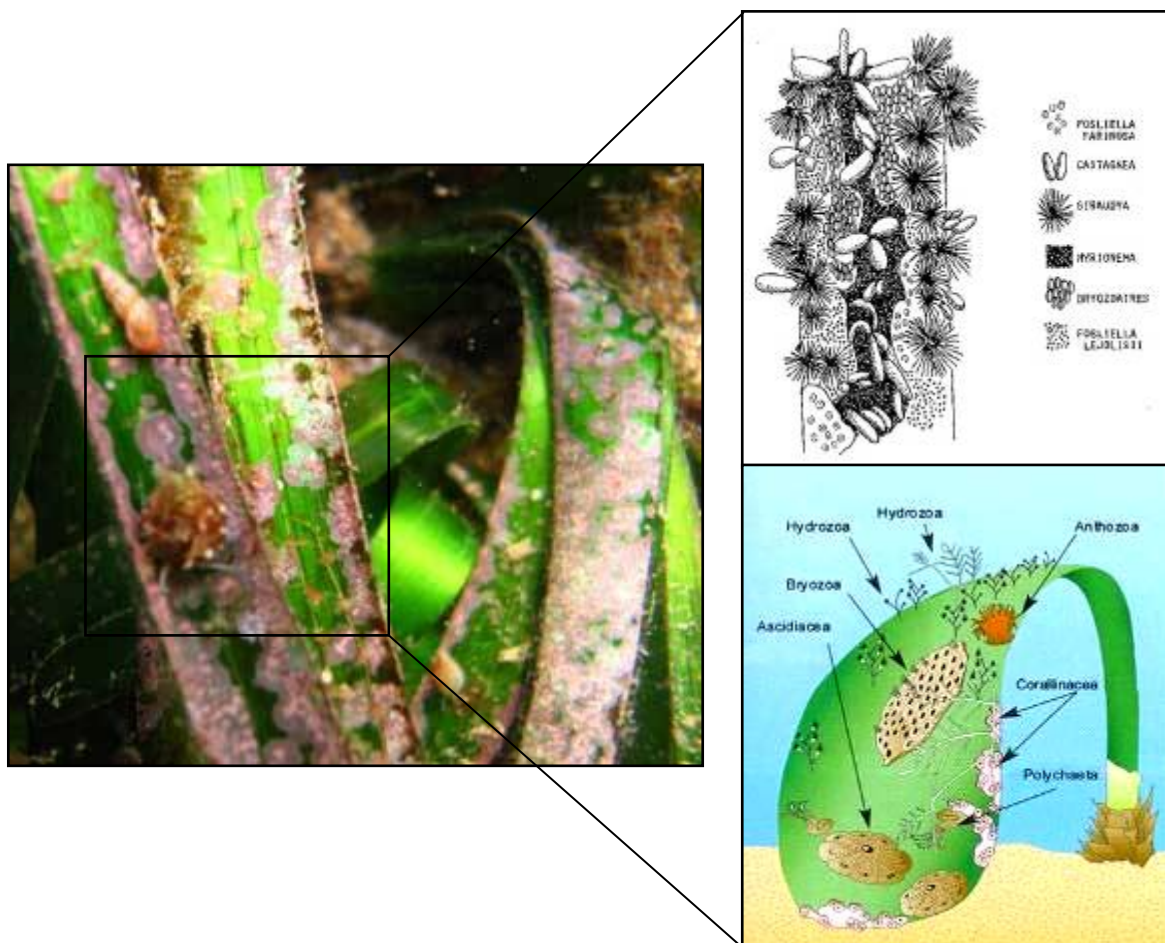


Fig. 1.7. Comunità epifitiche che caratterizzano le foglie di *P. oceanica*. A sinistra, alcune foglie colonizzate da epifiti di varia natura; a destra, in alto le specie epifitiche vegetali più comuni ed in basso le specie animali sessili. Da marbef.org; Hofrichter,2001 modificato; posidonies.fr.



La comunità animale sessile risulta essere un'importante componente sullo strato fogliare. Tra gli animali sessili più frequenti, sono facilmente visibili forme coloniali appartenenti ai gruppi degli Idroidi (*Sertularia perpusilla*, Stechow, *Aglaophenia harpago*, Schenck), dei Briozoi (*Electra posidonia*, Gauter) e dei Policheti (Fig.1.7).

La comunità epifita delle foglie di *P. oceanica* rappresenta circa il 10-50 % della produzione e della biomassa dell'associazione "epifiti-pianta" (Mazzella e Ott, 1984) e produce effetti benefici, che sono stati riscontrati anche nelle altre angiosperme marine soprattutto con un ruolo di protezione.

La comunità epifita gioca anche un ruolo di primaria importanza attraverso le interazioni biochimiche che instaura con la pianta, soprattutto nel ricircolo delle varie sostanze. Una concentrazione eccessiva di epifiti può però minare la sopravvivenza di una popolazione di fanerogame, minacciandola attraverso la competizione per le stesse lunghezze d'onda, il fenomeno dell'ombreggiamento, che può ridurre notevolmente l'attività fotosintetica della fanerogama. La *Posidonia* reagisce ad una eccessiva epifitizzazione sfruttando l'azione di brucatura da parte delle specie erbivore "grazers"; i brucatori preferiscono rimuovere selettivamente le parti più vecchie delle foglie che, generalmente sono abbondantemente epifitate, lasciando così intatto il tessuto più giovane, ancora fotosintetizzante, ed aumentando la possibilità di penetrazione della luce attraverso la volta fogliare.

Le praterie di *P. oceanica* rivestono anche notevole importanza per la cospicua diversità ecologica di comunità che in essa vivono e che la rendono un vero e proprio ecosistema.

Molte specie vivono **nella colonna d'acqua compresa tra le foglie**, soprattutto pesci come salpe, menole, castagnole, donzelle, triglie, oltre il caratteristico pesce ago (*Sygnathus typhle rondeleti* De La Roche), il quale, per mimetizzarsi, simula, con il suo corpo nastriforme, una foglia di Posidonia. Altri gruppi di animali nuotatori tra le foglie sono quelli dei Molluschi Cefalopodi, e quello dei Crostacei nuotatori, Decapodi e Misidacei.

Molti altri organismi vivono **presso la parte basale della pianta e tra i rizomi**. La base della pianta ed i rizomi ospitano specie sciafile e meno adatte a tollerare fenomeni di instabilità ambientale sia sessili che mobili. Tra le prime, il piccolo foraminifero *Miniacina miniacina* al colore rosa intenso, le Spugne che talvolta rivestono i rizomi con un vistoso manicotto colorato e le Ascidie colorate. Tra gli animali mobili, è possibile osservare granchi, paguri, che utilizzano come rifugio la conchiglia dei Molluschi viventi nella prateria, Policheti ed Echinodermi.

Altre specie vivono **all'interno della "matte" (infauna)**. La struttura compatta della "matte" permette la colonizzazione da parte degli organismi solo nei primi centimetri, sono presenti numerose specie che vivono comunemente anche nei fondi mobili non colonizzati da *Posidonia oceanica*. Il gruppo più abbondante è rappresentato dai policheti, sia in termini di ricchezza specifica che di biomassa, comprendendo per lo più detritivori di superficie, di sub-superficie e onnivori (Mazzella et al., 1995). Gli echinodermi

costituiscono una biomassa importante a livello dei rizomi (Mazzella et al., 1995).

Se a seguito di un processo degenerativo la *Posidonia* diminuisce la produzione delle foglie, si osservano ripercussioni non solo sul posidoneto, ma anche sui numerosi ambienti dell'ecosistema marino, con conseguente impoverimento quantitativo all'interno delle varie catene alimentari e modificazioni fisiche dei substrati sedimentari. Questi inducono a loro volta modificazioni qualitative dei popolamenti (Bellan-Santini e Picard, 1984).

Le praterie di *Posidonia oceanica*, con la formazione di una biomassa vegetale media annuale pari a circa 38 tonnellate di peso secco per ettaro, vengono considerate come le più forti concentratrici di materia vivente del Mediterraneo (Boudouresque and Meinesz, 1982; Boudouresque et al., 2006).

La grande quantità di sostanza organica prodotta, costituisce una fonte di cibo diretta e indiretta per numerosi organismi ed è il punto di partenza di una complessa rete trofica (Mazzella et al., 1992; Pergent Martini et al., 1994; Romero 2004), che coinvolge sia la catena del detrito (con le foglie morte) che quella del pascolo. In effetti solo poche specie animali, l'echinoderma *Paracentrotus lividus* (Lamarck) e lo sparide *Sarpa salpa* (Fangri), utilizzano direttamente i tessuti verdi della fanerogama, a causa della presenza di acido cicorico e dell'alto contenuto di cellulosa che ne ostacola la digeribilità, questo rappresenta meno del 10% della produzione primaria; la maggior parte degli erbivori che vivono nella prateria, molluschi, anfipodi, policheti e isopodi, si cibano degli epifiti vegetali presenti sulle foglie (Gambi et al., 1992).

Una parte della produzione della prateria, stimata attorno al 30%, viene esportata verso altri fondi, soprattutto sotto

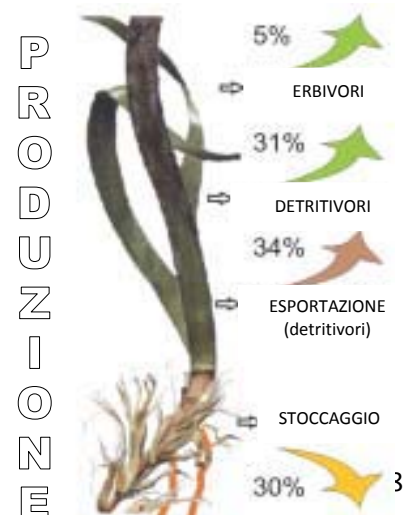


Fig. 1.8. La produzione primaria di *P. oceanica* espressa in % di carbonio. Da G. Pergent.

forma di foglie morte (Ott et Maurer, 1977 ; Francour, 1990 ; Boudouresque et al., 1994b ; Pergent et al., 1994 ; Mateo-Minguez, 1995 ; Cebrian e Duarte, 2001).

Queste ultime, trasportate dalle onde e dalle correnti, vanno ad alimentare una rete trofica la cui base è costituita da batteri, funghi e protozoi e il vertice da predatori di livello trofico superiore tra cui i pesci (Augier, 1985; Walker et al., 2001). In altri ecosistemi le foglie morte di *P. oceanica* costituiscono una risorsa alimentare non trascurabile: esse possono rappresentare il 40% del contenuto digestivo del ricco *Paracentrotus lividus* in una comunità di substrato duro localizzata a qualche centinaio di metri dalla prateria più vicina (Velaque e Nèdèlec, 1983, Cebrian e Duarte, 2001). Le foglie possono oltresì accumularsi sulle spiagge dove vanno a costituire “banquettes”.

Una parte cospicua delle foglie morte si accumula all’interno della prateria dove forma una lettiera, che verrà lentamente degradata da microrganismi e detritivori. I detritivori costituiscono la via principale di trasferimento della produzione primaria delle foglie di *P. oceanica* nell’ecosistema (Chessa et al., 1983; Boundouresque et al., 1994b).

Alcune **caratteristiche dell’ecosistema** a *P. oceanica* sono insolite nell’ambiente marino e lo rendono simile agli ecosistemi forestali continentali (Boundouresque, 1996):

Accumulo di biomassa vegetale nell’arco di diversi decenni, che consente alla biomassa stessa di raggiungere valori straordinariamente elevati;

Biomassa animale relativamente modesta e concentrata nella matte;

Scarso utilizzo della produzione da parte degli erbivori, in quanto la via principale di trasferimento verso i livelli trofici superiori è dovuta ai detritivori.

Tuttavia il sistema è più aperto rispetto agli ecosistemi forestali, con apporto di carbonio organico (filtratori, sospensivori, pesci planctonofagi), uscite notevoli (foglie morte, pesci adulti) e soprattutto una scarsa conservazione dei nutrienti derivanti dal riciclaggio della materia organica. Infine essa presenta una certa originalità grazie alla giustapposizione di due tipi di produzione primaria (a riciclaggio lento e a riciclaggio rapido) e alla presenza di matte, che agisce da vero e proprio pozzo per il carbonio organico e per i nutrienti (Pergent et al., 1994; Boundouresque, 1996).

Per la particolare sensibilità di questa biocenosi alle alterazioni delle caratteristiche ambientali e per il fatto che rappresenta il popolamento vegetale più esteso e comune del piano infralitorale mediterraneo, dove l’impatto delle fonti inquinanti è più intenso, le praterie di *Posidonia oceanica* vengono normalmente utilizzate quale **indicatore biologico**

(Augier, 1985; Pergent et al., 1995; Boudouresque et al., 2001; Guidetti, 2001; Charbonnel et al., 2003; Boudouresque et al., 2006).

Da alcuni anni le Magnoliofite marine sono infatti utilizzate per il monitoraggio degli ambienti naturali, la valutazione di impatto di opere costiere e, più in generale, la gestione degli ecosistemi litorali (Brix et al., 1983 ; Augier, 1985; Ward, 1987 ; Maserti et al., 1988; Pergent, 1991b ; Phillips, 1994 ; Abal e Dennison, 1996 ; Fourqurean et al., 1997). La *Posidonia* nel Mediterraneo in particolare viene considerata come potente indicatore della qualità delle acque marine, grazie alla sua ampia distribuzione lungo tutto il litorale (Augier, 1985 ; Pergent, 1991b ; Pergent et al., 1995), la sua sensibilità all'inquinamento (Augier et al., 1984a ; Bourcier, 1989) e ad altre aggressioni legate all'attività antropica (Ardizzone e Pelusi, 1984 ; Meinesz e Laurent, 1978 ; Boudouresque e Meinesz, 1982). La prateria è infatti in grado di registrare numerosi parametri:

- torbidità media dell'acqua, indicata dalla posizione del limite inferiore e dalla densità dei fasci;
- correnti e idrodinamismo, evidenziate dalle strutture erosive a carico della matte;
- tasso di sedimentazione, testimoniato dalla velocità di crescita dei rizomi e, in caso di deficit, dal loro scalzamento;
- inquinanti stabili, grazie alla capacità di concentrazione e memorizzazione nel tempo del tasso di inquinanti;
- diminuzione di salinità alla foci dei fiumi costieri o delle falde freatiche, evidenziata dalla scomparsa della prateria;
- materia organica e nutrienti, evidenziati dagli epifiti delle foglie e dalla composizione chimica della pianta.

### *1.2.5 Ruolo negli equilibri fisici del sistema litorale*

E' riconosciuto il ruolo di rilievo che la *Posidonia oceanica* occupa nel mantenere gli equilibri fisici del sistema litorale, contrastando l'erosione e regolando le dinamiche dei sedimenti.

A livello dei fondali costieri le praterie di *P. oceanica* rappresentano vere e proprie barriere vegetali che favoriscono la decantazione e la sedimentazione delle particelle sospese nella colonna d'acqua, divenendo "trappole di sedimenti" (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Boudouresque e Jeudy de Grissac, 1983 ; Jeudy de Grissac e Boudouresque, 1985 ; Gacia

et Duarte, 2001 ; SDAGE, 2003 ; Romero, 2004b). Il sedimento viene trattenuto tra radici e rizomi, per costituire una struttura unica, la matre, in cui esso rappresenta il 20 - 60% del volume (Fig.1.9) (Jeudy de Grissac, 1984a).

Questo apporto di sedimenti di origine alloctona, associato alla sedimentazione autoctona (resti di organismi che sono vissuti sulle foglie e alla base dei rizomi), genera una crescita verticale dei rizomi (e quindi della matre), contrastando così la tendenza all'insabbiamento (Molinier e Picard, 1952).

La decantazione e l'immobilizzazione dei sedimenti all'interno della matre, soprattutto nel caso di particelle fini, contribuiscono all'aumento della trasparenza delle acque costiere (Boudouresque et Meinesz, 1982, Jeudy de Grissac e Boudouresque, 1985).

La notevole biomassa fogliare della prateria inoltre costituisce un ostacolo che frena e smorza l'idrodinamismo a livello del fondo (Fig.1.9). Questa riduzione del moto ondoso e delle correnti è tale da proteggere il litorale dall'erosione e contribuire alla stabilizzazione della linea di costa (Blanc e Jeudy de Grissac, 1978; Jeudy de Grissac e Boudouresque, 1985; Short et al., 1989; Gacia e Duarte, 2001; Duarte, 2004). Gli esempi di erosione del litorale in seguito ad una regressione di praterie di Magnoliofite marine sono numerosi (Larkum et West, 1990; Pergent et Kempf, 1993; Pasqualini et al., 1999).

L'accumulo di foglie morte a riva, particolarmente intenso dopo l'autunno, porta alla formazione di banquettes, in grado di proteggere le spiagge dall'erosione, soprattutto dopo le mareggiate invernali (Fig.1.9) (Boudouresque e Meinesz, 1982; Jeudy de Grissac e Audoly, 1985; Chessa et al., 2000 ; SDAGE, 2003).

L'efficacia della protezione offerta al litorale dalle praterie di Posidonia (Basterretxea *et al.*, 2004), è dimostrata dalle conseguenze a catena che possono venire innescate dalla loro scomparsa, instabilità ed escavamento dei fondi, erosione delle spiagge, insabbiamento dei porti, ecc. (Blanc e Jeudy de Grissac, 1984; Jeudy de Grissac, 1984; Augier, 1985).

Tramite ricerche condotte in questo senso, Mazzella *et al.*, (1986) hanno stimato un arretramento di 15 - 18 metri di litorale sabbioso, come conseguenza della regressione di un solo metro di prateria.

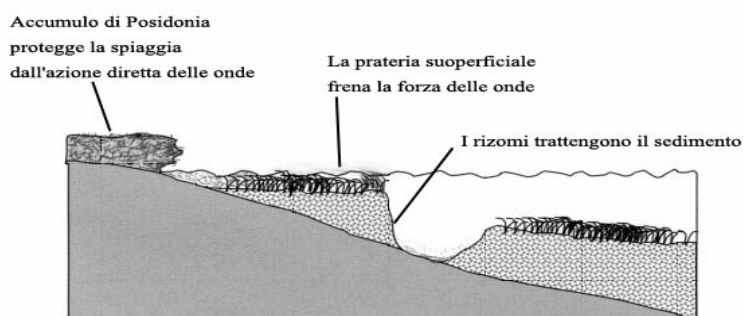


Fig. 1.9. Azione della prateria di *P. oceanica* nella stabilizzazione dei sedimenti e nell'attenuazione del moto

### 1.2.6 *La regressione delle praterie e le sue cause principali*

Le praterie nella loro complessità sono fragili e vulnerabili. La loro localizzazione in prossimità della costa le rende facilmente oggetto dei danni provocati dall'antropizzazione (Fig.1.10).

La loro regressione, particolarmente pronunciata nelle regioni più popolate del Mediterraneo, ha assunto proporzioni catastrofiche se analizzate nel corso degli ultimi trenta anni (Boudouresque e Meinesz, 1982).

In particolare, in Italia, vaste aree di regressione delle praterie di *Posidonia* sono note per la Sicilia (parte del Golfo di Palermo, Augusta, Pozzallo), la Puglia (area di Brindisi), la Liguria (Loano, Golfo di Noli, Golfo di Genova) e le coste del Lazio.

Una moltitudine di cause possono agire in sinergia nel danneggiare l'equilibrio di questa biocenosi. Agli eventuali fattori di ordine naturale ipotizzabili possono sovrapporsi quelli legati alle attività umane.

La costruzione di opere nelle acque costiere (dighe, terrapieni, porti turistici, ecc.) modificano localmente il comportamento delle onde e delle correnti e interagiscono con i processi del trasporto litorale che presiedono alla distribuzione dei sedimenti.

Tra le varie ipotesi sul degrado delle praterie di *Posidonia*, una delle più invocate è quella legata al netto degrado della qualità delle acque costiere correlato all'accrescersi della popolazione e al processo di urbanizzazione e di sviluppo industriale dei paesi mediterranei. L'incremento massiccio degli apporti in mare di effluenti urbani, industriali e dell'agricoltura, ha prodotto come conseguenza più vistosa la perdita di trasparenza delle acque neritiche per l'aumento delle particelle in sospensione tanto inorganiche quanto, attraverso il processo di arricchimento trofico delle acque, di origine fitoplanctonica. Per quanto riguarda le praterie di *Posidonia*, l'**aumento della torbidità** delle acque determina un restringimento sostanziale della gamma di profondità compatibili con la fotosintesi delle piante e in conseguenza si assiste generalmente alla risalita del loro limite più profondo. La prateria regredisce in profondità, a causa della diminuzione della trasparenza, a profondità intermedie, ma anche a livello del limite superiore.

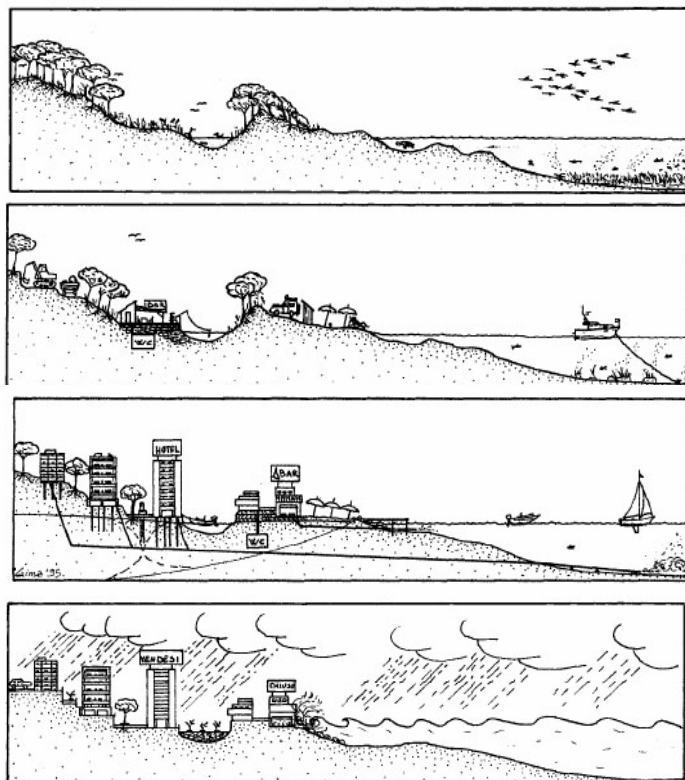


Fig. 1.10. Regressione di una prateria in conseguenza all'antropizzazione

In diverse aree costiere si assiste inoltre a una rottura dell'equilibrio a livello delle biocenosi bentoniche e quindi ad una loro modificazione soprattutto per l'accrescersi delle frazioni fini del sedimento in sospensione. Il fenomeno è particolarmente noto e studiato lungo le coste provenzali dove, secondo Peres, negli ultimi 30 anni le caratteristiche bionomiche dei fondi si sono evolute maggiormente che nei 70 - 80 anni precedenti. L'infangamento dei fondali provoca a livello del posidonieto uno stato di squilibrio essendo le piante non più in grado di adeguare il loro ritmo di crescita all'aumentato ritmo di sedimentazione.

L'introduzione in mare di **sostanze inquinanti** ha forti conseguenze sulle piante di *P. oceanica*. È stato rilevato come la biosintesi dei pigmenti fotosintetici si alteri in ambienti fortemente inquinati. Il contenuto in pigmenti delle foglie varia in relazione ad un gradiente di inquinamento e i valori più bassi osservati corrispondono alle aree soggette ad un più alto livello di inquinamento (Augier e Maudinas, 1979).

I detergenti producono danni letali a livello istologico e alterano i processi di sviluppo. Le sostanze costituenti i detergenti (tensioattivi e borati) si accumulano nei sedimenti dando luogo a dei fenomeni di persistenza in grado di produrre una contaminazione non indifferente a radici e foglie (Peres e Picard, 1975; Boudouresque et al., 2006).

Le piante di Posidonia assorbono e incorporano questi contaminanti con risultati deleteri per l'accrescimento e la vitalità dei tessuti.

Diversi studi hanno dimostrato la capacità delle piante di Posidonia di accumulare **metalli pesanti** (cromo, nichel, cadmio, mercurio) nei propri tessuti indicando il possibile utilizzo di questa fanerogama marina come bioindicatore di inquinamento da metalli (Giaccone et al., 1988). Il mercurio viene assorbito soprattutto attraverso il sistema radicale e la sua concentrazione nei tessuti sembra essere correlata alla quantità di metallo presente nel sedimento (Maserti et al., 1988) (Augier et al., 1979, 1984a, 1984b). L'accumulo di questo metallo induce gravi disordini fisiologici nei tessuti fogliari che si traducono nell'arresto della crescita delle foglie e nella comparsa di necrosi cellulari (Cristiani, 1980).

La diffusa **eutrofizzazione** sia delle acque interne sia di quelle costiere, deriva dall'eccessiva immissione di nutrienti nel mare (azoto e fosforo) e sta portando ad un deterioramento della qualità delle acque su scala globale. Infatti le attività antropiche regolano il ciclo globale dell'azoto, determinando uno squilibrio nel ciclo naturale di quest'elemento. Attraverso gli impianti di trattamento delle acque si ottiene solo una parziale riduzione della quantità di azoto che arriva a mare, poiché nelle zone costiere arrivano attraverso piogge, immissioni atmosferiche indirette provenienti da aree altamente industrializzate e agricole.

L'aumento dei nutrienti disciolti nell'acqua di mare non fa aumentare notevolmente la produzione primaria delle praterie poiché queste, grazie alle loro basse necessità di nutrienti per la crescita e alla loro alta capacità di riciclare nutrienti interni, si sono adattate a vivere con una scarsa disponibilità di nutrienti. Invece altri produttori primari sia micro che macroalgali sono più efficienti nell'usare gli eccessi di nutrienti e quindi l'eutrofizzazione costiera causa lo sviluppo della biomassa fitoplanctonica, che modifica le condizioni di luce nella colonna d'acqua e stimola la crescita di alghe epifite e alghe opportuniste che tolgono la luce e causano il soffocamento delle praterie (Ruiz-Fernandez, 2000; Ruiz e Romero, 2003).

L'eutrofizzazione costiera porta dunque a un passaggio da una situazione in cui è la scarsa quantità di nutrienti a limitare la crescita degli organismi, ad una in cui è la carenza di luce il fattore limitante a causa dell'incremento della biomassa fitoplanctonica. Si instaura così una forte competizione per catturare la bassa radiazione solare disponibile. Tutto questo causa la regressione delle praterie soprattutto nelle acque più profonde.

La **realizzazione di opere nelle zone costiere**, modifica localmente il comportamento delle onde e delle correnti, ed interagisce con i processi del trasporto litorale che



presiedono alla distribuzione dei sedimenti. Gli effetti negativi sulle praterie sono riscontrabili nella diminuzione della densità, copertura, accrescimento e produttività delle praterie, in accordo con gli studi effettuati comparando zone soggette a forte antropizzazione rispetto a zone sprovviste (Ruiz e Romero, 2003).

Dove queste attività sono particolarmente sviluppate, si producono ampie aree di deposizione ed erosione del fondo marino e delle spiagge (Astier, 1984). Le correnti vengono spostate verso il largo modificando i flussi di sedimento e la loro naturale deposizione o erosione. Ciò può comportare un soffocamento meccanico delle piante ed una riduzione complessiva della trasparenza della colonna d'acqua che ostacola i processi fotosintetici (Tunesi et al., 2001).

La protezione delle rive mediante moli **frangiflutti** ha come conseguenza un'alterazione locale delle praterie. Infatti nei pressi di queste strutture si producono dei rinforzamenti delle turbolenze che le danneggiano.

Anche i **porti turistici** rappresentano minacce costanti per lo stato di vitalità delle praterie sia interne all'area portuale, sia ad essa prospicienti (Peres, 1984). Dove vengono costruiti i porti la praterie scompaiono sia a breve termine, per l'azione diretta dovuta all'impianto dell'opera portuale, sia a lungo termine per le alterazioni che tali strutture causano nell'ambiente circostante (Boudouresque et al., 2006).

Negli ultimi anni è enormemente aumentato il numero delle imbarcazioni da diporto lunghe le coste Mediterranee. Le barche, oltre ad essere fonte di inquinamento organico e chimico, danneggiano le praterie attraverso l'uso di ancore e catene, producendo "marmitte di erosione". Negli ultimi decenni sono state applicate diverse strategie per ridurre tale impatto sui posidonieti (tramite divieti di ancoraggio o la realizzazione di ormeggi).

Francour (Francour et al., 1999) in uno studio relativo agli effetti degli **ancoraggi** (Fig. 1.11) ha evidenziato che maggiore è il numero delle operazioni di ancoraggio tanto più evidenti sono i danneggiamenti nella ricopertura della prateria, anche perché è dimostrato che per ogni operazione di ancoraggio vengono asportati mediamente 34 rizomi.



Fig. 1.11. Effetti dell'ancoraggio sulle praterie di *P. oceanica*.

I danni dell'ancoraggio differiscono anche in relazione al tipo di formazione di *P. oceanica*: più compatta o meno compatta, rizomi a crescita orizzontale o verticale (Milazzo et al., 2002, 2004; Ganteaume et al., 2005).

#### 1.2.7 Distribuzione geografica

*Posidonia oceanica* è endemica del mar Mediterraneo ed ha colonizzato la maggior parte delle sue coste. Ad Occidente scompare poco prima dello stretto di Gibilterra, verso Claburros a Nors e Melilla a Sud (Conde Poyales, 1989). Ad Oriente è assente nelle coste dell'Egitto, d'Israele e del Libano (Por, 1978), e non penetra né il Mar di Marmara né il Mar Nero. Infine, è rara o assente nell'estrema parte settentrionale dell'Adriatico (Zalokar, 1942; Gamulin-Brida et al., 1973; Gamulin-Brida, 1974).

Altre specie di *Posidonia*, appartenenti quindi allo stesso genere, sono localizzate lungo le coste meridionali ed occidentali dell'Australia.

Per quanto riguarda la distribuzione di questa specie in Italia le informazioni sono state per molto tempo frammentate, con una discontinuità di informazioni su alcuni tratti della costa accompagnata dalla mancanza di dati storici che consentono di analizzare l'evoluzione di queste biocenosi nel tempo.

Gli studi cartografici negli ultimi 10 anni hanno subito un notevole impulso, in modo determinante sono state le disposizioni in campo ambientale messe in atto dal Servizio Difesa del Mare del Ministero dell'Ambiente il quale ha definito un piano specifico per la mappatura della *P. oceanica* lungo le coste del Mediterraneo.

Attraverso la legge n° 426/98 veniva predisposto il “Programma nazionale di individuazione e valorizzazione della *Posidonia oceanica* nonché di studio della misure di salvaguardia della stessa, da tutti i fenomeni che ne comportano il degrado e la distruzione”, ma già da quanto previsto dalla Direttiva Habitat 92/43/CEE, sulla tutela e la gestione dei SIC, con relative norme di salvaguardia, erano già state coinvolte direttamente le regioni italiane.

Intorno agli anni '90 si è concluso il primo programma per la mappatura delle praterie di *P. oceanica* in 5 regioni italiane: Liguria, Toscana, Lazio, Basilicata e Puglia e Isole Tremiti. Sono state individuate 64 praterie, per un'estensione totale di 90913 ettari: 25 praterie sono state individuate in Liguria, di queste, 2 risultano in buono stato di salute ma costituiscono soltanto al 2,5% della totale superficie ricoperta da praterie lungo le coste liguri, le altre

risultano comprese in uno stato tra il mediocre, lo scarso e il cattivo; in Toscana sono presenti 7 praterie, tre si trovano in uno stato di salute buono, e rappresentano ben il 44% dell'estensione totale, le altre sono state giudicate come mediocri e scarse; per il Lazio vengono segnalate 15 praterie, 4 si presentano in buone condizioni e costituiscono il 20% circa della superficie complessiva, le condizioni di salute delle altre sono classificate come mediocri, scarse o cattive; per la Puglia vengono indicate 16 praterie, 9 delle quali sono in buone condizioni di salute con un'estensione pari al 65% della estensione complessiva, le restanti praterie di questa regione, hanno condizioni di salute mediocri, scarse o cattive, l'unica prateria presente in Basilicata ha un'estensione di 646 ettari e si trova in uno stato di salute mediocre.

Tra il 1999 e il 2002 sono state realizzate le mappature delle praterie di *P. oceanica* lungo le coste della Sicilia e isole minori, e lungo le coste della Sardegna. Per quanto riguarda la Sicilia e isole minori sono state individuate 60 praterie, che si estendono per circa 75000 ettari, mentre per la Sardegna sono state individuate 14 aree con presenza di *P. oceanica*.

Successivamente, tra il 2002 e il 2004, sono state realizzate le mappature delle praterie di *P. oceanica* lungo le coste della Campania individuando 36 praterie, e della Calabria individuando altre 30 praterie.

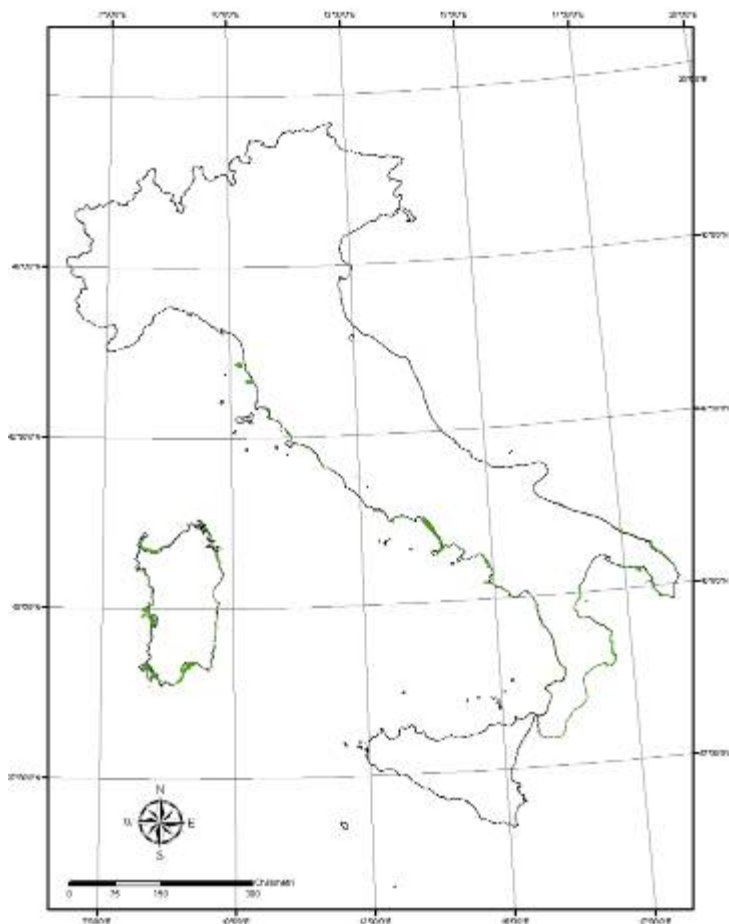


Fig. 1.12. Distribuzione delle praterie nelle coste italiane (fonte Ministero dell'Ambiente).

### ***1.3 Lo studio dell'ambiente costiero marino attraverso tecniche di telerilevamento***

#### ***1.3.1 Il telerilevamento applicato al mare***

Nel corso degli ultimi 50 anni l'utilizzo del telerilevamento ha guidato la scoperta della superficie terrestre, fornendo immagini che descrivono la distribuzione degli elementi naturali e la loro morfologia, consentendo studi di natura geologica e biologica, di momenti specifici dell'evoluzione terrestre e di dinamiche che si sono espletate nel tempo. L'implementazione di metodologie di studio e di nuove tecnologie ha consentito negli anni di entrare sempre più nel dettaglio dello studio della superficie terrestre e delle sue caratteristiche, consentendo una visione più completa, sia in termini qualitativi che quantitativi, delle dinamiche e proprietà di questo pianeta.

Bisogna precisare però che lo sviluppo di tecniche di telerilevamento ha interessato principalmente l'ambiente emerso, molto più semplice da investigare rispetto all'ambiente acquatico ed in particolar modo a quello marino, anche se non mancano sensori costruiti appositamente per valutazione delle proprietà ottiche dei mari e degli oceani e nuovi programmi delineati a tal scopo, come ad esempio il SeaWiFS (The Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor) (Mueller e Austin, 1995; fonte web NASA) ed il TOPEX/Poseidon (fonte web NASA).

Il telerilevamento in ambiente marino ha seguito negli anni passati un'approccio principalmente su larga scala, mirato al raggiungimento di una visione sinottica delle caratteristiche chimico-fisiche delle **acque oceaniche** e solo successivamente si è rivolto alle caratteristiche di dettaglio delle acque costiere.

Le applicazioni principali del telerilevamento in mare aperto sviluppate finora si possono riassumere in alcune branche principali: lo studio del *ocean color* basato sull'utilizzo di sensori che lavorano nel range del visibile, il calcolo della temperatura della superficie marina attraverso scanner radiometrici, lo studio della superficie marina tramite sensori SAR (Synthetic Aperture Radar).

Per quanto riguarda l'***ocean color***, ovvero la misura del "colore" del mare, cioè lo spettro di luce visibile emergente dalla superficie marina, esso risulta essere un importante strumento per estrarre informazioni sui processi biologici, geochimici e fisici che avvengono nell'ambiente costiero e marino (fonte web NASA). L'*ocean color* è correlato infatti principalmente a processi biologici, anche se bisogna tenere presente che questo

parametro è relativo al solo strato superficiale, variabile all'incirca tra 0 e 100 metri a seconda del tipo di acque. Tale strato è più profondo, se le acque sono limpide, invece è più superficiale se le acque sono torbide, ricche di particolato e di sostanze disciolte e sospese, perchè la luce non riesce a penetrare a fondo. La terminologia *ocean color*, universalmente accettata e condivisa dalla comunità scientifica internazionale dell'Osservazione della Terra, indica quindi la stima delle concentrazioni delle sostanze presenti nelle acque marine e lacustri a partire dalle proprietà ottiche apparenti delle sostanze stesse, attraverso l'utilizzo di dati telerilevati da sensori ottici multispettrali e/o iperspettrali a media-elevata risoluzione geometrica; quindi prevede principalmente la stima della concentrazione di solidi sospesi, della clorofilla *a*, delle cosiddette sostanze gialle e della temperatura superficiale del mare (Fig. 1.13).

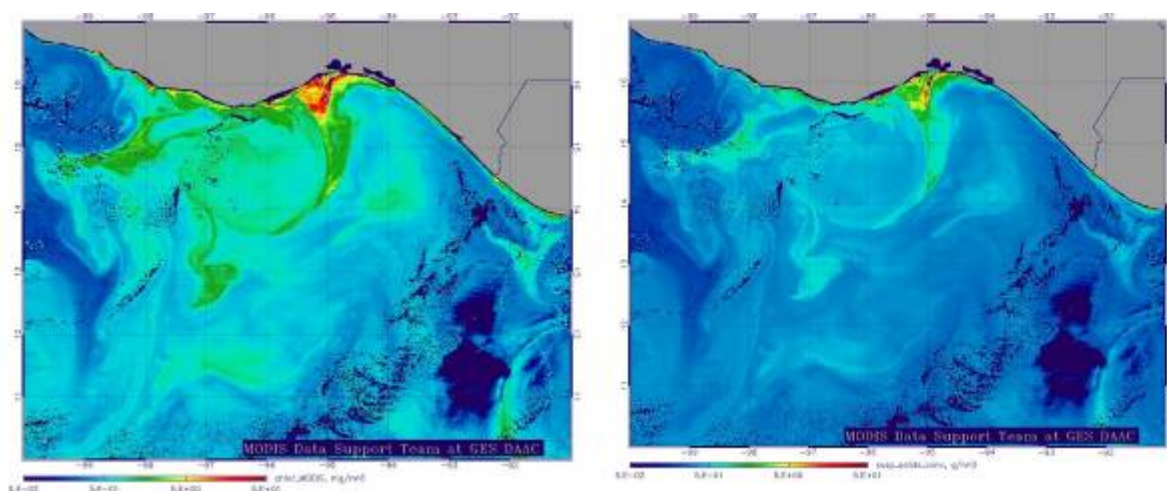


Fig. 1.13. Immagini MODIS che mostrano i risultati di uno studio di *ocean color*: a sinistra la mappa di concentrazione della clorofilla *a*, a destra la mappa di concentrazione dei solidi sospesi totali. Fonte web Ucla- *Telerilevamento of the Sea*.

La **stima delle temperatura superficiale del mare** (SST, Sea Surface Temperature) è possibile attraverso lo studio di due range spettrali principali, quello dell'infrarosso vicino e infrarosso lontano. I più importanti sensori per lo studio della SST sono Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) su satelliti NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (fonte web NOAA), i sensori MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) (Fig. 1.14), GOES (fonte web NASA) ed altri.

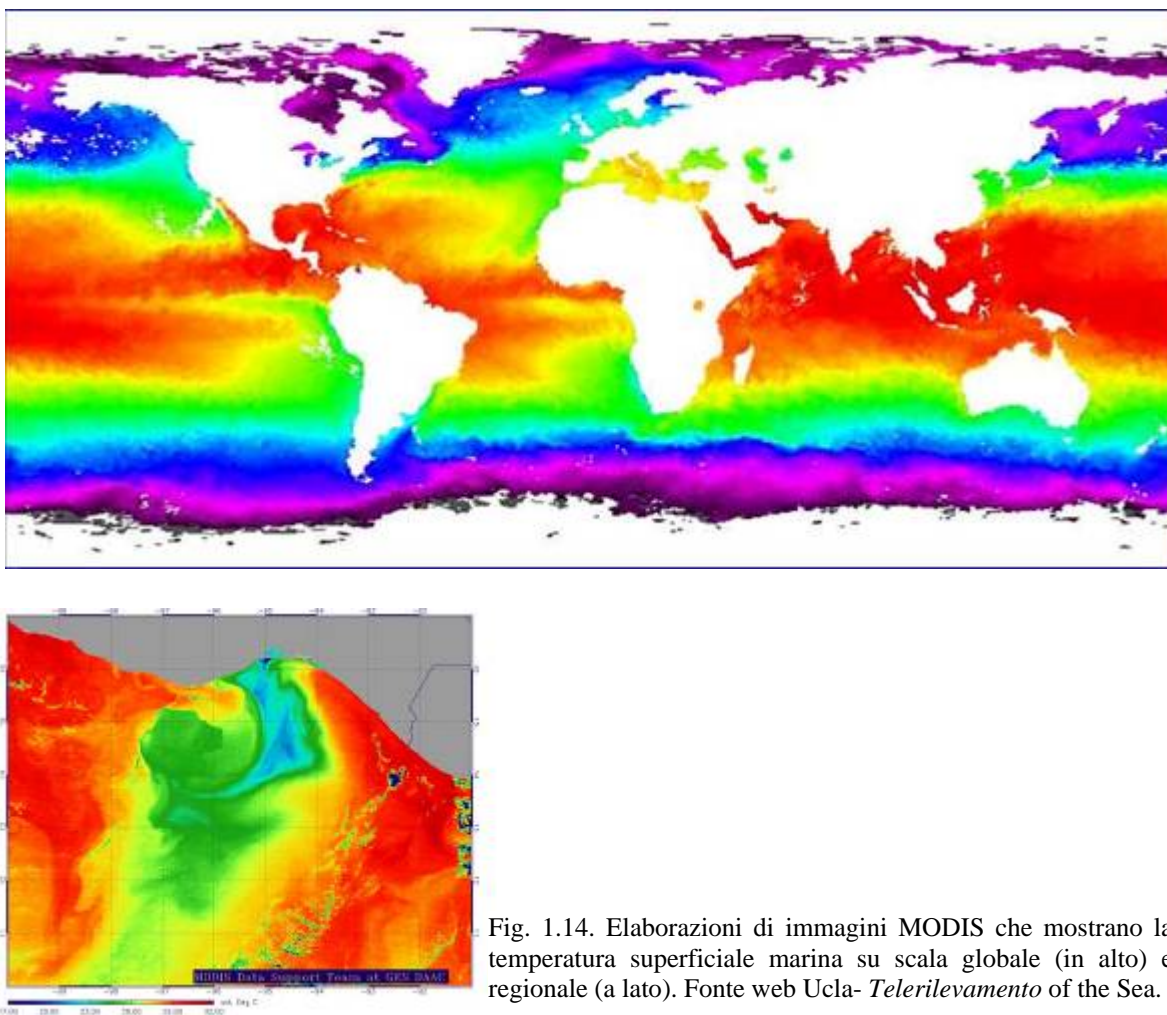


Fig. 1.14. Elaborazioni di immagini MODIS che mostrano la temperatura superficiale marina su scala globale (in alto) e regionale (a lato). Fonte web Ucla- *Telerilevamento of the Sea*.

Sensori altimetrici, come i radar possono trasmettere impulsi corti verso la superficie marina; il tempo di ritorno degli impulsi dopo che questi hanno colpito la superficie e sono tornati al sensore, ci dà l'altezza del satellite, dalla quale viene calcolato il **livello della superficie del mare** e studiate **maree e correnti**. I sensori più importanti a questo scopo sono l'ERS e il TOPEX/Poseidon (fonte web NASA). In particolare i sensori SAR consentono un'analisi a piccola scala della **rugosità** della superficie del mare, permettendo l'individuazione di pennacchi di fiumi, macchie di olio, blocchi di ghiaccio, ecc.

Tutte queste tecnologie sono state sviluppate e messe appunto principalmente per lo studio delle acque oceaniche, definite nell'ambito del telerilevamento acque di Caso 1 o acque "blu". La creazione di sensori satellitari specifici per lo studio delle acque oceaniche ha permesso la creazione di un database di ampiezza mondiale, strumento che consente la realizzazione di studi di telerilevamento su interi emisferi o sull'intero globo, volti a indentificare dinamiche marine a scala globale, utili ad esempio nello studio degli effetti del cambiamento globale.



### *1.3.2 Il telerilevamento in acque costiere*

Il telerilevamento rappresenta uno strumento dal grande potenziale per l'indagine dell'ambiente marino costiero, presentando molta applicabilità nell'ambito del monitoraggio della qualità delle acque, in termini di concentrazione di fitoplacton, solidi sospesi ed inquinanti, nello studio di dettaglio della batimetria costiera e della linea di riva (ISPRA, 2009a) e nella mappatura degli ambienti bentonici, sia su grande scala che su scala di dettaglio. Permettendo una visione ampia e sinottica di tutto il sistema costiero, esso diviene uno strumento utile se non indispensabile ai fini di una gestione integrata della fascia costiera che miri a prendere in considerazione tutte le componenti che in questo ambiente si esplicano.

Lo **sviluppo di sensori dall'alta risoluzione spaziale e spettrale** ha sicuramente facilitato negli anni l'approccio alla diversità spettrale e spaziale che si osserva negli ambienti costieri (Andrefouet et al. 2003, Call et al. 2003, Thompson et al. 2003), portando ad un incremento sia nella sperimentazione che nell'applicazione di queste tecnologie in tale ambiente. La delineazione delle caratteristiche spettrali degli ambienti costieri è quindi in qualche modo dettata dalle capacità di sensori specifici. La bassa risoluzione spaziale delle immagini da remoto più utilizzate (es. Landsat 7 ETM +, risoluzione spaziale di 30 m) (Calvo et al., Held et al.), la bassa risoluzione spettrale, con regioni spettrali che spesso non comprendono o ben definiscono i range spettrali utili in questi ambienti (Call et al.), e la bassa risoluzione temporale sono state spesso delineate come limiti determinanti per un'accurata mappatura degli habitat costieri. La risoluzione spaziale dei sensori è importante comparata con la variabilità spettrale dei parametri misurati, soprattutto in campo biologico, in quanto il valor medio misurato da un pixel di un'immagine satellitare potrebbe non essere rappresentativo delle componenti presenti nell'area occupata da quel pixel, e mantenere la conoscenza della variabilità è essenziale in ambito biologico.

Per quanto riguarda la multitemporalità, che è una delle potenzialità di questi approcci, ha subito un'evoluzione nel corso degli anni, andando verso risoluzioni temporali sempre maggiori che permettono di seguire effettivamente i fenomeni biologici. Ad esempio, gli studi sistematici sui fenomeni dinamici costieri ed estuarini che non potevano essere affrontati con risoluzioni temporali di 26 (SPOT) o 16 giorni (Landsat TM e MSS) (Cracknell A. P. 1999), ora sono invece possibili grazie alla maggiore frequenza temporale dei sensori satellitari (es. QuickBird 2-3 giorni, IKONOS 3-4 giorni) o di sensori iperspettrali aerotrasmportati (es. MIVIS, CASI).

Molte caratteristiche degli ecosistemi acquatici hanno forti segnali ottici. Queste comprendono ad esempio i pigmenti fotosintetici, distintivi dei vari gruppi vegetali, dal fitoplancton, alle macroalghe sommerse o emerse, dalle fanerogame alle piante costiere terrestri (Giardino et al., 2007). Molti di questi organismi hanno combinazioni di pigmenti uniche che consentono non solo una distinzione con gli altri gruppi di organismi, ma anche studi su produttività primaria, stadio fenologico, stato di salute, ecc. Queste popolazioni possono essere quindi monitorate, misurate e identificate utilizzando le proprietà spettrali. Anche la componente abiotica può essere individuata e qualificata attraverso le risposte ottiche specifiche, che dipendono principalmente dalla composizione mineralogica e dalla granulometria, oltre che dalla morfologia (Richardson L. e LeDrew E., 2006).

Per quanto riguarda lo studio e la mappatura degli habitat bentonici vi sono alcune problematiche legate all'ambiente costiero che rendono ancora arduo il raggiungimento di buoni livelli di dettaglio. Le caratteristiche spettrali delle varie classi bentoniche diventano infatti negli ambienti costieri, in presenza di una colonna d'acqua sovrastante, spesso otticamente simili, e ciò porta ad una confusione dell'interpretazione degli habitat bentonici a partire dai dati remoti. Si presenta quindi la sfida di distinguere le diverse classi sulla base delle loro differenze spettrali, spesso molto esigue, in un ambiente otticamente e biologicamente complesso. Nell'ambito della vegetazione acquatica si pensi ad esempio al ruolo che gli epifiti possono avere sulle caratteristiche ottiche totali della vegetazione (Fyfe, 2003; Williams, 2003; Armstrong, 1993) nascondendo il segnale originale della pianta, o alla presenza di substrato all'interno del pixel o di più specie di piante in associazione tra loro che rende il segnale ottico misto; a questi segnali va addizionato l'effetto ottico della colonna d'acqua che omogenizzando le risposte spettrale diminuisce la capacità di distinzione dei vari target. L'alta risoluzione spettrale (numero di bande) di nuovi sensori messi appunto permette di raggiungere un grado maggiore di distinzione tra le caratteristiche spettrali di target simili, e permette quindi di cogliere le differenze più sottili (Holden e Le Drew, 1998; Call et al., 2003). Le classificazioni basate su dati iperspettrali di sensori aerotrasportati, come il CASI o il MIVIS, tendono a fornire i migliori risultati in questo campo grazie all'ampiezza del range spettrale coperto e alla sua elevata risoluzione, e sono sicuramente avvantaggiati anche dalla maggiore risoluzione spaziale raggiunta, che naturalmente dipende dall'altezza a cui si effettua il volo di ripresa. La risoluzione spaziale è infatti altrettanto importante in relazione alla capacità di discriminazione degli habitat bentonici, ad esempio Calvo et al. (2003) evidenziano una



risoluzione spaziale critica di 4 m per lo studio delle praterie di fanerogame nella loro laguna al di sopra della quale risulta molto arduo lo studio di tale ambiente.

Si riscontra però ancora una stretta dipendenza verso le librerie spettrali di campo, utilizzate per l'interpretazione delle immagini, le correzioni e le classificazioni, senza le quali risulta ancora essere molto complicata l'interpretazione della diversità di questi ambienti. Le librerie di campo consentono infatti un riconoscimento dettagliato delle proprietà ottiche di un determinato target, facilitando quindi la successiva interpretazione dell'immagine. Non è sempre possibile però effettuare campagne di acquisizione di dati a terra contemporanee alla ripresa da remoto, per cui risulta necessario puntare sull'implementazione di tecniche di elaborazione totalmente *image-based*, come quella proposta in questo lavoro.

E' stata riconosciuta l'efficienza dell'utilizzo accoppiato di sensori ottici ed attivi nell'aumentare l'accuratezza della mappatura degli habitat bentonici, come presentato da Held et al. (2006) con un approccio combinato ottico-SAR per i sistemi a mangrovie. I sistemi SAR, come quelli LiDAR offrono infatti la possibilità di ottenere informazioni sugli aspetti strutturali dell'habitat, sulla morfologia del fondo e sulla profondità. Queste informazioni unite alla ricchezza di informazioni ottiche, sia qualitative che quantitative, fornite dai nuovi sensori iperspettrali aprono un mondo tutto da esplorare ed implementare che potrebbe restituire grossi risultati ed avanzamenti in questo campo del telerilevamento. Il limite di profondità alla quale questi sensori possono ricevere ancora informazioni spettrali tali da consentire una discriminazione tra gli habitat bentonici, sia per quanto riguarda il LiDAR che l'iperspettrale, deve ancora essere ben compresa, così come devono essere comprese le relazioni che legano questa capacità con le proprietà della colonna d'acqua. Ad esempio due studi diversi che hanno riguardato aree costiere molto differenti tra loro hanno mostrato che il punto in cui le firme spettrali cominciano a rappresentare le caratteristiche ottiche dell'acqua piuttosto che quelle del fondo si raggiungeva verso i 7 m per le barriere coralline (Call et al., 2003) e gli 8.5 m per il sistema costiero di Outer Hebridean (Malthus e Karpouzli, 2003). Inoltre il grado col quale la distinzione delle caratteristiche ottiche degli habitat bentonici è influenzata dal rapporto segnale-rumore del sensore deve essere ancora valutate (Dekker et al., 2002).

Un altro argomento da toccare e sul quale devono ancora essere fatti grandissimi passi avanti è quello dell'influenza della colonna d'acqua sulla riflettanza del fondo, e sulla modellizzazione dei parametri caratteristici della colonna d'acqua, del quale si parlerà in seguito (par. 1.2.4 e 1.2.5). Le caratteristiche bio-ottiche delle acque, anche se si parla di

acque chiare, possono variare significativamente spazialmente e temporalmente su diversi range di scala (Hu et al., 2003; Karpouzli et al., 2003). Questo ha delle forti implicazioni sulle assunzioni che stanno alla base dei modelli usati nelle procedure di correzione della colonna d'acqua nello studio della riflettanza del fondo, che considerano queste caratteristiche bio-ottiche costanti sia verticalmente che orizzontalmente nelle acque (Karpouzli et al., 2003). Karpouzli et al. affermano comunque che una generalizzazione di queste proprietà può essere fatta in determinati ambienti se si prendono in considerazione alcuni parametri fisici potenziali, come ad esempio la profondità o la vicinanza a fonti di nutrienti, etc. Anche per quanto riguarda l'estrazione di informazioni sulla qualità delle acque da dati remoti si presenta la necessità di trovare relazioni stabili tra il colore dell'acqua e le caratteristiche bio-ottiche delle sostanze otticamente attive nelle acque. Queste relazioni sono state modellizzate al momento solo per le acque di Caso 1 (acque oceaniche), e si pretende di utilizzarle anche per le acque di Caso 2 (acque costiere), per le quali invece è necessario mettere appunto dei sistemi specifici (paragrafo 1.2.4). Future ricerche sono infatti necessarie per capire, utilizzando il modello di trasferimento radiativo (ad esempio il modello Hydrolight dalla Sequoia Scientific) (Lee et al., 1998, 1999) le proprietà ottiche inerenti delle acque costiere ed i fattori che influiscono su di loro al fine di costruire un sistema che davvero modellizzi i processi ottici nelle acque di Caso 2, sia spettralmente che fisicamente.

Riconosciuta l'importanza di trovare un metodo per la correzione della profondità al fine di aumentare l'accuratezza delle classificazioni in ambiente costiero di acque basse (Mumby et al., 1998), c'è un bisogno crescente di aumentare la quantità e l'accuratezza delle informazioni di batimetria costiera a scala regionale e locale, carenti nella maggior parte del globo ed indispensabili a tal fine. Nuove tecnologie come il LiDAR ed altri sensori remoti promettono un miglioramento dell'accuratezza e della facilità di fornire dati batimetrici in zone di acque basse. L'utilità di integrare dati ottici e batimetrici per lo studio delle zone costiere (Lyzenga, 1978) e per la messa a punto di metodi di correzione dell'effetto della colonna d'acqua e della riflettanza del fondo è ben riconosciuta (Lyzenga, 1981, 1985; Bierwirth et al., 1993). Gli approcci utilizzati finora presentano risultati discreti in aree con fondali relativamente omogenei, sfruttando per lo più calibrazioni dei dati ottici da terra, mentre in aree con fondali eterogenei c'è ancora bisogno dello sviluppo di approcci empirici, nonostante diversi approcci teorici siano stati proposti nell'ultimo periodo (Hedley e Mumby, 2002).

### *1.3.3 La complessità dell'ambiente costiero nelle applicazioni da remoto*

Le difficoltà che si riscontrano nell'applicazione di tecniche di telerilevamento in ambiente costiero sono prettamente legate alla grande complessità di questi ambienti. La complessità degli ambienti costieri è multifaccettata e si presenta in termini sia biologici che ottici, che si esplicano sia nel tempo che nello spazio (Richardson L. e LeDrew E., 2006).

Per quanto riguarda la **complessità ottica** essa coinvolge diversi fattori, tra cui:

- la complessità del segnale ottico totale che giunge al sensore, dovuto non solo alla colonna d'acqua, come avviene per le acque oceaniche, bensì anche alla riflettanza del fondo, essendo le profondità in questi ambienti molto basse;
- la maggiore complessità delle caratteristiche ottiche dell'acqua rispetto a quelle dell'ambiente oceanico, data la maggior concentrazione di fitoplancton, materiale sospeso, organismi viventi;
- la complessità del fondo che spesso caratterizza le zone costiere rende molto ardua un'identificazione accurata delle varie componenti, essendo spesso la risoluzione spaziale dei sensori remoti limitata a qualche metro;
- la profondità, e quindi l'aumento dello spessore della colonna d'acqua, influenza così tanto la risposta spettrale del fondo da rendere difficile l'identificazione delle caratteristiche spettrali delle varie componenti su un ampio range batimetrico.

Per quanto riguarda la **complessità biologica** possono essere considerati i seguenti fattori:

- la presenza di macroalghe, fanerogame marine, densi assemblamenti di comunità di invertebrati (come ad esempio le barriere coralline) e altri organismi bio-otticamente attivi contribuiscono alla riflettanza, ed è difficile separare i contributi ottici delle diverse componenti;
- il contributo ottico delle particelle organiche e non organiche presenti nella colonna d'acqua è stato modellato finora principalmente con algoritmi riferiti alle acque oceaniche (acque di Caso 1), e ciò può portare ad errori di interpretazione;
- la dinamicità delle componenti fisico-chimiche delle acque costiere, come la torbidità e l'idrodinamismo, può indurre a difficoltà di generalizzazione su aree ampie e su tempi differenti;
- i cambiamenti stagionali dei pattern di sviluppo e distribuzione delle comunità biologiche possono rendere più difficoltosa la messa a punto di tecniche specifiche di elaborazione.

#### *1.3.4 Il comportamento della radiazione luminosa in acqua*

La luce è una radiazione elettromagnetica che si propaga alla velocità di  $2,99 \times 10^8$  m/sec nel vuoto e che in mare si riduce a circa  $2,2 \times 10^8$  m sec<sup>-1</sup>. La propagazione di un fascio luminoso, costituito da fotoni, è dominata da due processi fisici diversi: nell'atmosfera la diffusione, che consiste in una variazione della direzione rettilinea dei fotoni senza perdita di energia; in acqua di mare, oltre alla diffusione, agisce anche l'assorbimento che è la trasformazione dell'energia radiante sostanzialmente in calore e, in minima quantità, nell'energia chimica posta in gioco nella fotosintesi clorofilliana. In mare le stesse molecole d'acqua ed i sali in soluzione provocano una debole diffusione molecolare, ma la maggior parte della radiazione luminosa è diffusa da tutte le particelle (plancton, detriti organici ed inorganici) in sospensione.

Le acque costiere sono generalmente meno trasparenti o più torbide di quelle al largo a causa dell'apporto fluviale di materiali terrigeni e di nutrienti che in prossimità delle foci dei fiumi (e di grandi sbocchi cloacali) possono innescare fioriture algali. Anche le correnti costiere o le onde sul litorale contribuiscono all'aumento della torbidità risospendendo i sedimenti. Al largo e nelle grandi aree centrali oceaniche a bassa concentrazione di nutrienti e modesta produzione biologica, le acque sono invece molto chiare e trasparenti. In base al grado di trasparenza delle acque, e alla quantità e tipologia di materiale sospeso la radiazione luminosa riesce più o meno a penetrare nella colonna d'acqua.

La radiazione solare che giunge alla superficie del mare dipende dalla latitudine, dalla stagione e dalla copertura del cielo. La durata del fotoperiodo (le ore di illuminazione) varia anche secondo la latitudine e il periodo dell'anno: all'equatore è di 12 ore ma nelle regioni temperate aumenta gradualmente procedendo verso le latitudini più alte e dalla primavera all'estate, fino al massimo di 24 ore in corrispondenza dei poli.

Non tutta la radiazione che giunge alla superficie penetra in acqua: una parte viene immediatamente riflessa verso l'alto e diffusa dalle particelle presenti nel microstrato superficiale. La percentuale di luce riflessa (albedo) dipende dallo stato del mare (la presenza di onde aumenta la superficie di riflessione) dalla copertura del cielo (per la quantità di luce riflessa verso il basso dalle nuvole) e dall'altezza del sole sull'orizzonte.

L'entità dell'**assorbimento** della radiazione luminosa da parte della colonna d'acqua è proporzionale alla lunghezza d'onda  $\lambda$ . Per esempio il rosso è del tutto assorbito verso i 15 metri, mentre le radiazioni più energetiche, cioè a lunghezza d'onda minore, sono maggiormente penetranti.

La riduzione via via che la radiazione penetra in profondità nella colonna d'acqua può essere espressa dall'equazione seguente:

$$E_z = E_0 e^{-kz} \quad (1.0)$$

dove  $E_0$  è la radiazione incidente alla superficie,  $E_z$  è la radiazione residua dopo la propagazione fino a  $z$  metri di profondità,  $k$  è il coefficiente di estinzione verticale (espresso in  $m^{-1}$ ) ed  $e$  è la base dei logaritmi naturali. Il valore di  $k$  varia con la lunghezza d'onda: è elevato agli estremi dello spettro e aumenta con la torbidità (numero di particelle presenti) della colonna d'acqua.

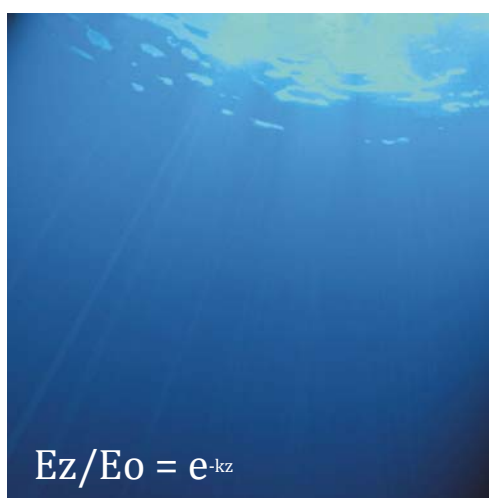


Fig. 1.15 La luce che penetra attraverso una colonna d'acqua subisce una progressiva diminuzione d'intensità.

Le sostanze che più assorbono nell'acqua (Prieur e Sathyendranath, 1981) sono:

- il fitoplancton, che assorbe molto nel blu e nel rosso e riflette invece nel verde in modo dipendente dalla quantità dei pigmenti contenuti;
- il particolato sospeso organico e inorganico e le sostanze gialle, ovvero prodotti di degradazione del detrito, che assorbono molto nel blu e riflettono invece nel giallo-rosso;
- l'acqua stessa, che ha un debole assorbimento nel blu e nel verde ma che aumenta fortemente il grado di assorbimento dopo i 550 nm (Kirk, 1983), ovvero nel rosso.

Oltre all'assorbimento un altro fenomeno che la radiazione luminosa penetrando nell'acqua subisce è quello dello **scattering**. Quando la luce interagisce con una particella sospesa in un mezzo avente differente densità, subisce in parte una diffusione in tutte le direzioni; non vi è alcuna variazione di energia, solamente una variazione spaziale della distribuzione della radiazione. In atmosfera e in mare le particelle sospese sono quindi responsabili del processo di scattering. L'entità dello scattering dipende dalla quarta potenza della

frequenza delle radiazioni luminose (*Legge di Rayleigh*), così la zona dello spettro a più elevata energia (UV) subisce una riduzione della propria energia pari a  $\frac{1}{4}$ . Lo scattering dipende dalla lunghezza d'onda della radiazione e dalla taglia delle particelle. Più esse sono piccole e maggiore è l'entità dello scattering. Lo scattering in ambiente marino dipende dalla quantità e composizione del particolato sospeso, dalla sua dimensione, forma e indice di rifrazione (Stramski e Kiefer, 1991).

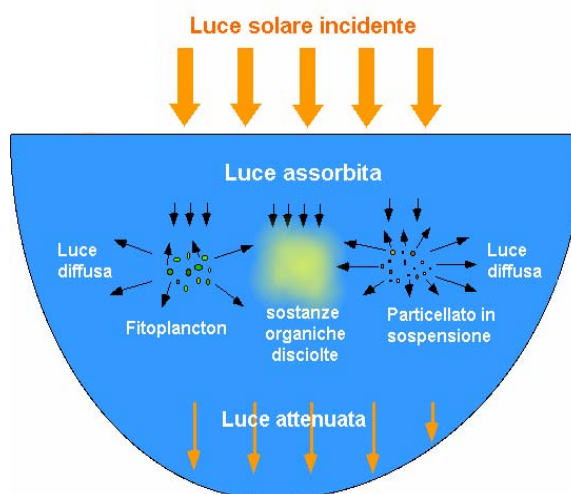


Fig. 1.16. Schema del percorso che la luce affronta nella colonna d'acqua, e gli eventi di assorbimento, scattering e diffusione che durante esso subisce.

Questi eventi di diffusione, assorbimento e scattering modificano in intensità e composizione la radiazione incidente che viene poi riflessa verso il sensore, e devono essere quindi considerati in un'analisi delle caratteristiche ottiche del fondo e/o della colonna d'acqua.

La risposta ottica che giunge al sensore non è infatti quella pura del fondo, bensì quella del fondo più la colonna d'acqua che lo sovrasta, con tutte le particelle organiche e non che in essa sono contenute. La radiazione solare prima di giungere al sensore deve attraversare infatti due percorsi, uno diretto verso il basso, ovvero quello dal sensore al fondo marino, ed uno diretto verso l'alto dal fondo marino fino al sensore. Deve perciò attraversare due volte l'intera colonna d'acqua, subendo delle modifiche su entrambi i percorsi, modifiche che devono essere in qualche modo prese in considerazione.

Come è mostrato nel diagramma lo spettro di target diversi, come ad esempio delle fanerogame, può cambiare enormemente all'aumentare della profondità. La colonna d'acqua infatti determina un forte assorbimento nel rosso e nell'infrarosso e una grande riflessione nel blu, che modificano lo spettro del fondo.

Spettri differenti possono essere quindi registrati per lo stesso target a diverse profondità.

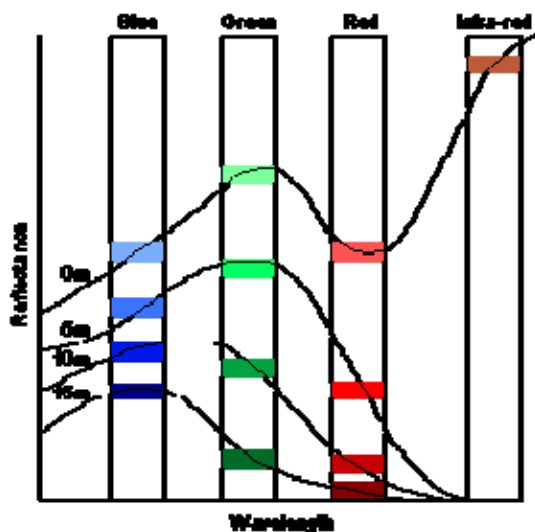


Fig. 1.17. Un diagramma che mostra come lo spettro di un habitat (ad esempio di fanerogame) può cambiare con l'aumento della profondità, per un sensore che misura la radianza in 4 bande, blu, verde, rosso e infrarosso. Fonte web UNESCO.

Inoltre all'aumentare della profondità l'attenuazione dovuta alla colonna d'acqua causa una diminuzione nella possibilità di distinzione di target diversi, e spettri simili potrebbero essere registrati per fondi diversi a causa di quest'effetto di omologazione del segnale dovuto all'acqua.

La radianza spettrale registrata dal sensore è perciò dipendente sia dalla radianza del fondo che dalla profondità. Queste due influenze sul segnale possono causare una considerevole confusione nell'interpretazione delle immagini ai fini di una mappatura di habitat. Dato che per una mappatura degli habitat marini ci interessano solo le caratteristiche dovute al fondo, è utile rimuovere l'influenza della variabile profondità.

A questo scopo sono stati messi appunto alcuni modelli fisicamente basati, chiamati modelli bio-ottici, che si basano sulle proprietà ottiche inerenti e apparenti dell'acqua, o con più difficoltà, metodi basati esclusivamente sulle informazioni contenute nell'immagine, di cui successivamente si darà una visione generale. Questi modelli bio-ottici sono stati messi appunto per le acque oceaniche (acque di Caso 1) e poi riadattati, con qualche approssimazione, a quelle costiere (acque di Caso 2).

### 1.3.5 Acque di Caso 1 ed acque di Caso 2

Nel telerilevamento applicato all'ambiente marino si utilizza schematizzare le tipologie di acque in base alle caratteristiche ottiche presenti, per poter appunto poter applicare modelli generalizzati.

Le sostanze presenti nella colonna d'acqua che interagiscono attivamente con la radiazione solare incidente vengono dette otticamente attive, e sono rappresentate principalmente da clorofilla, CDOM e sostanze gialle, prodotti di degradazione del detrito chiamate così proprio perchè riflettono molto nel giallo.

In base alla relazione tra le concentrazioni di queste sostanze le acque marine, come accennato prima, vengono schematizzate in due grandi tipologie, definite da Gordon e Morel (1983) e poi Morel (1988) come:

- **Acque di caso 1:** acque le cui proprietà ottiche sono determinate principalmente dal fitoplancton. Otticamente importanti per queste acque sono anche le sostanze organiche disciolte (CDOM) e le sostanze gialle, che covariano con le concentrazioni di fitoplancton. Ci si riferisce quindi principalmente ad acqua oceaniche, o comunque ad acque di grandi profondità.

- **Acque di caso 2:** acque le cui proprietà ottiche sono significativamente influenzate da altri costituenti come particelle minerali, CDOM, sostanze gialle, che non covariano con le concentrazioni di fitoplancton, e da microbolle. Ci si riferisce quindi principalmente alle acqua costiere, o ad acque di basse profondità.

L'origine delle sostanze otticamente attive nelle acque di Caso 1 è principalmente conseguente alle attività biologiche che avvengono nella colonna d'acqua. Smith e Baker (1978) introdussero il concetto di "stato bio-ottico" delle acque oceaniche per rappresentare la misura degli effetti dei processi biologici sulle proprietà ottiche delle acque, ed asserirono che lo stato bio-ottico può essere ben correlato con la concentrazione di clorofilla *a* nell'acqua. Da allora la concentrazione di clorofilla *a* è stata generalmente utilizzata come indicatore della concentrazione di fitoplancton e delle sostanze ad esso correlate nei modelli bio-ottici delle acque di Caso 1 (Morel, 1988).

Vari processi non biologici caratterizzano invece le proprietà spettrali delle acque di Caso 2. Particelle minerali possono entrare in acqua dagli apporti fluviali terrestri, dall'erosione costiera, dal trasporto eolico e dalla risospensione dovuta a correnti o dragaggi. Il fitoplancton stesso può generare particelle minerali, come ad esempio le conchiglie di calcite dei coccolitofori. Il CDOM, che non è correlato con le attività biologiche nella



colonna d'acqua, può derivare da fonti esterne terrestri, da input bentici derivanti dalle attività delle fanerogame o dei coralli. Le microbolle che si formano dal rompersi delle onde, e gli input antropogenici come inquinanti e oli, influenzano ulteriormente le caratteristiche ottiche, e non sono dipendenti da attività biologiche.

La distinzione tra acque di Caso 1 e Caso 2 rappresenta uno schema di classificazione comunemente usato per scopi di modellazione. Modelli bio-ottici sono quindi implementati per predire le proprietà ottiche inerenti (IOP, sono così chiamate quelle proprietà che hanno effetto sui coefficienti di assorbimento, scattering e backscattering e che sono collegate alle sostanze sospese nella colonna d'acqua) delle acque di Caso 1. Questi modelli usano le concentrazioni di clorofilla come parametro di input per predire le IOP della colonna d'acqua. Altri modelli sono stati sviluppati per predire le proprietà ottiche apparenti (AOP) ovvero la riflettanza in upwelling e downwelling e le funzioni dell'attenuazione per diffusione della luce che tengono conto di come la luce varia in relazione alla profondità. Una recente versione dei modelli per le acque di Caso 1 è stata proposta da Morel e Maritorena (2001).

La definizione Caso 1 e 2 è stata quindi inizialmente sviluppata per le le acque otticamente profonde, in cui il contributo del fondo nella riflettanza totale è irrilevante. Se si considerano solo le IOP, allora il fondo è irrilevante nel definire se siano acque di Caso 1 o 2. Per quanto riguarda invece le AOP nelle acque costiere il contributo ottico del fondo può essere determinante nella riflettanza totale. Quindi i modelli sviluppati per le acque di Caso 1 possono andar bene per predire le IOP anche nelle acque di Caso 2, ma falliscono per predire le AOP quando si ha un contributo ottico del fondo elevato (Mobley C. D., Stramski D., Bisset P. W., Boss E., 2004).

La situazione si fa ancora più difficile quando si usano modelli inversi ad esempio per estrarre informazioni ambientali da misure ottiche fatte in acque poco profonde.

Modelli empirici per l'inversione della riflettanza  $R_{rs}$  con lo scopo di determinare la concentrazione di clorofilla o altre informazioni ambientali sono spesso disegnati appositamente per le acque di Caso 1 (es. algoritmi SeaWiFS; O'Reilly et al., 1998) e falliscono quindi nelle acque basse o acque in cui sono elevate le concentrazioni di CDOM e minerali. Modelli semianalitici basati sulla teoria di trasferimento radiativo (Maritoneta et al., 2002) possono essere applicati a una maggiore varietà di ambienti.

### *1.3.6 Metodi di mappatura dell'ambiente bentonico*

L'uso del telerilevamento per la mappatura degli ambienti bentonici marini è in via di sperimentazione da più di 40 anni (Lyzenga, 1978; Bina et al., 1979; Jupp et al., 1985; Bour et al., 1986; Ackleson e Klemas, 1987; Bour, 1988; De Vel e Bou, 1990; Loubersac et al., 1991; Hardy et al., 1992; Zainal et al., 1993; Michalek et al., 1993; Luczkovich et al., 1993; Bierwirth et al., 1993; Morel et al., 1996; Clark et al., 1997; Mumby et al., 1998; Myers et al., 1999). Il telerilevamento può essere un'ottima soluzione per indagare gli ecosistemi sommersi, specialmente in aree ampie e remote, ma ci sono due grandi problemi che devono ancora essere risolti: il primo problema è che spesso fanerogame, alghe, coralli, hanno delle risposte spettrali molto simili tra loro, spesso più influenzate dalla fenologia, struttura e stato di salute che dalle differenze tra i phylum (Holden e LeDrew, 2001); il secondo grande problema che coinvolge gli studi da remoto su ecosistemi sommersi è l'interferenza della colonna d'acqua con il segnale che giunge al sensore, che dipende dalla profondità, dalla torbidità dell'acqua, dalla lunghezza d'onda e dalla brillantezza del substrato (Lyzenga, 1978; Maritoneta, Morel e Gentili, 1994; Maritoneta 1996; Mobley, 1994; Mumby, 1998; Andrefouet, 2001; Holden e LeDrew, 2001). La profondità, il grado di torbidità dell'acqua, l'effetto della marea, la rugosità della superficie, la copertura del fondo marino, la similarità tra i substrati, così come la topografia e la pendenza del fondo, sono le variabili che più limitano l'accuratezza del telerilevamento nello studio degli habitat bentonici (Holden e LeDrew, 2002).

Molti lavori si sono limitati ad indagare fondi a profondità molto basse, generalmente minori di 3 m (Ciraolo, 2006; Phinn, 2008), dove l'influenza dell'acqua è minore e le caratteristiche spettrali del fondo rimangono più simili a quelle originali; altri lavori si spingono verso profondità maggiori, anche se nella maggior parte dei lavori non si superano i -6 m di profondità, e la quasi totalità dei lavori in ambiente acquatico utilizzano contemporaneamente anche dati spettrali di campo, per il riconoscimento delle caratteristiche chiave di ogni target e la distinzione tra gruppi simili (Louchard, 2003).

Negli ultimi decenni molti metodi di mappatura degli ambienti bentonici sono stati sperimentati per modellizzare l'influenza della colonna d'acqua sulla radianza emergente, dall'utilizzo di rapporti di bande (Polcyn et al. 1970, Stumpf et al. 2002), ai modelli di trasferimento radiativo (Bierwirth et al. 1993, Lyzenga 1978), alle reti neurali (Sandidge and Holyer 1998). Altri hanno applicato una fusione di sensori passivi e attivi per aumentare l'accuratezza della misura della profondità (Borstad and Vosburg 1993, Lyzenga

1985). Questi metodi di ricerca il più delle volte puntavano ad una estrazione dei parametri batimetrici dalle immagini ottiche, ma sono comunque metodi che possono essere applicati anche al problema della classificazione dell'ambiente bentonico.

Qui di seguito è presentata una panoramica su queste metodologie:

### **- Metodo di Lyzenga:**

Un approccio basato esclusivamente sullo studio dell'immagine, volto a ricavare informazioni sulla radianza del fondo marino conoscendo esclusivamente la radianza totale al sensore è quello proposto da Lyzenga (1978, 1981). Il metodo sviluppato da Lyzenga non permette di predire il valore di radianza del fondo, bensì produce un indice di tipologia di habitat per coppie di bande indipendente dalla profondità (Fig.1.18).

Questa tecnica è stata testata per le acque delle Bahamas ed è utile solo in acque molto trasparenti (es. barriere coralline, praterie di fanerogame).

Se non sono state applicate correzioni atmosferiche all'immagine, Lyzenga, come altri, propone di applicare un metodo veloce di correzione dell'effetto dell'atmosfera e riflessione della luce sulla superficie del mare, chiamato "sottrazione del pixel nero" (Lyzenga, 1978, 1981; Spitzer and Dirks, 1987; Armstrong, 1993; Maritorena 1996). Un gran numero di pixel vengono campionati dalle acque profonde e la loro radianza media (o DN) è poi sottratta a tutti gli altri pixel per tutte le bande, come mostrato di seguito nell'equazione:

$$\text{Radianza atmosfericamente corretta} = L_i - L_{si} \quad (1.1)$$

dove  $L_i$  è la radianza del pixel nella banda  $i$  e  $L_{si}$  è la radianza media per le acque profonde nella banda  $i$ . Questo tipo di correzione atmosferica risulta essere comunque molto grezza, quindi si attua solo qualora non siano stati applicati metodi più accurati.

In acque relativamente chiare, l'intensità della luce decresce esponenzialmente con l'aumento della profondità. Se i valori di radianza vengono trasformati usando un logaritmo naturale, la relazione diviene lineare (step 1):

$$X_i = \ln ( L_i ) \quad \text{per immagini atmosfericamente corrette} \quad (1.2)$$

$$X_i = \ln ( L_i - L_{si} ) \quad \text{per immagini non atmosfericamente corrette} \quad (1.3)$$

Plottando in un grafico i logaritmi di coppie diverse di lunghezze d'onda  $i$  e  $j$  relative ad un unico substrato si riscontrerà che alcune coppie di bande varieranno linearmente tra loro

(step 2). La pendenza di questa linea sarà uguale al rapporto tra i coefficienti di attenuazione  $k_i/k_j$ . Plottando su un grafico le relazioni lineari estratte per diversi substrati si avrà che per ogni substrato le equazioni lineari avranno delle y-intercette diverse e caratteristiche, che potranno essere utilizzate come indici di tipologia di fondo profondità indipendenti (step 3).

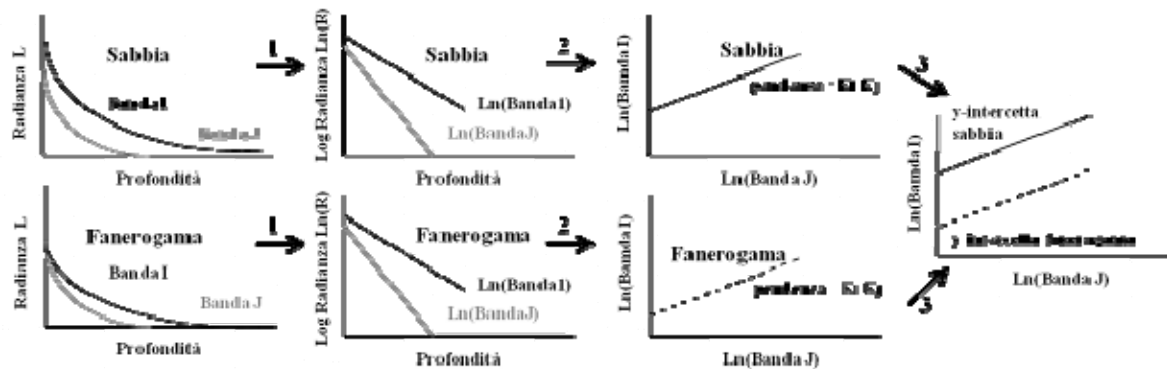


Fig. 1.18. Metodo di Lyzenga per l'estrazione di un indice di tipologia di fondo profondità dipendente, riassunto in 3 step. Fonte web UNESCO.

Questo metodo permette quindi di creare mappe in cui vi sia una generale suddivisione delle tipologie di fondo, ma come precisato anche da Ciraolo et al. (2003), per un risultato accurato c'è bisogno di effettuare ulteriori classificazioni che utilizzino dati da terra.

### - Rapporti di bande:

Un approccio più deterministico consiste nell'utilizzo di rapporti di bande per la determinazione della profondità e la classificazione del fondo. Polcyn et al. (1970) usa il modello mostrato dall'equazione 1.4, e spiegato di seguito.

$$L_i = L_{si} + k_i r_{Bi} e^{-k_i f z} \quad (1.4)$$

$L_i$  = misura della radianza in upwelling per la banda  $i$ .

$L_{si}$  = misura della radianza su acque profonde, dovuta principalmente alla riflessione della superficie del mare e allo scattering atmosferico.

$k_i$  = una costante che include l'irradianza solare.

$r_{Bi}$  = la riflettanza del fondo per un tipo di fondo  $B$  e una banda  $i$ .

$k_i$  = coefficiente di attenuazione dell'acqua.

$f$  = un fattore di correzione geometrica che prende in considerazione il percorso della luce nell'acqua

$z$  = profondità.

L'algoritmo sviluppato da Polcyn et al. (1970) assume che il rapporto tra due bande scelte, inteso come valore di riflettanza di un fondo, rimane costante a prescindere dal tipo di fondo scelto.

Questa assunzione è mostrata nell'equazione 1.5, per le due tipologie di fondo A e B, e le bande 1 e 2. Usando il modello presentato nell'equazione 1.4 e l'assunzione appena menzionata, la profondità può essere calcolata usando l'equazione 1.6. Il valore di  $R$  è il rapporto mostrato dall'equazione 1.7.

$$r_{A1} / r_{A2} = r_{B1} / r_{B2} = \dots = R_b \quad (1.5)$$

$$z = [1 / (k_1 - k_2) f] * [\ln(k_1/k_2) - \ln(R/R_b)] \quad (1.6)$$

$$R = (L_1 - L_{s1}) / (L_2 - L_{s2}) \quad (1.7)$$

Questo algoritmo inoltre assume che la differenza tra i due coefficienti di attenuazione  $(k_1 - k_2)$  è costante.

Trovare delle bande che possano soddisfare questa assunzione, così come quella del rapporto costante, non è facile. Comunque questo metodo sembra essere stato applicato con qualche successo a dati multispettali di sensori aerei e satellitari, in acque chiare (Polcyn and Lyzenga, 1973).

Una variante di questo metodo (Stumpf et al. 2002) è stata applicata utilizzando dati satellitari IKONOS. Il modello presentato nell'equazione 1.4 è stato applicato per la determinazione di diverse tipologie di fondo, con l'assunzione che il rapporto di radianza  $R$  (equazione 1.8) sia indipendente dalla profondità così come i coefficienti di attenuazione lo siano in entrambe le bande (Lyzenga, 1978; Wezernak and Lyzenga, 1975).

$$R = (k_1 r_{B1}) / (k_2 r_{B2}) \quad (1.8)$$

Il valore di  $R$  dovrebbe quindi rappresentare un indice di tipologia di fondo, assumendo che le aree bentoniche mappate abbiano differenti rapporti per le bande selezionate. Questo metodo è stato applicato con successo per la mappatura delle alghe a diverse profondità lungo la riva del Lago di Ontario (Wezernak and Lyzenga, 1975). Comunque il suo successo era limitato alla distinzione di sole alghe e sabbia all'interno della stessa tipologia di acque. L'aggiunta di tipologie diverse di benthos e acque complica troppo il sistema. Inoltre questo metodo, utilizzando solo due bande, preclude dal poter trarre informazioni su l'intero spettro radiometrico per un determinato tipo di fondo (Lyzenga, 1978).

**- Modello di trasferimento radiativo:**

A causa delle limitazioni presenti nei metodi sopra descritti, si è cercato di trovare un modello che descrivesse più nel complesso l'attenuazione della luce che attraversa un corpo d'acqua. Quando i fotoni attraversano l'acqua essi subiscono processi di scattering e assorbimento a causa delle molecole d'acqua ma anche delle particelle sospese (Jerlov 1976). Questi processi attenuano il flusso di energia. Il flusso di energia in downwelling continuerà a diminuire quindi lungo la colonna d'acqua, fino a raggiungere teoricamente lo zero a profondità molto elevate. Il modello di questo processo è descritto dalla Legge di Beer, riadattata da Bukata et al. (1995).

Il cambiamento dell'energia di flusso in downwelling è proporzionale al cambiamento del numero di fotoni  $N$  nel flusso, dato che l'energia per fotone  $h\nu$  rimane costante ( $h$  è la costante di Planck,  $\nu$  è la frequenza della luce). Dati  $N$  fotoni incidenti su un mezzo (ad es. acqua) di spessore  $\Delta r$ , la riduzione del numero di fotoni emergenti,  $\Delta N$ , dovrebbe essere proporzionale al prodotto di  $N$  e  $\Delta r$ . Questo è mostrato nell'equazione 1.8, dove la costante di proporzionalità  $\alpha$  è il coefficiente di attenuazione.

$$\Delta N = -\alpha N \Delta r \quad (1.9)$$

Facendo tendere il limite di  $\Delta N$  e  $\Delta r$  a zero si ha l'equazione 1.9 (Legge di Beer).

Integrando quest'equazione per uno spessore del mezzo che va da 0 a  $r$  si produce l'equazione 1.10. In questa descrizione è assunto che le proprietà di attenuazione del mezzo  $\alpha$  rimangano invariate rispetto ad  $r$ .

$$dN / N = -\alpha dr \quad (1.10)$$

$$N(r) = N_0 e^{-\alpha r} \quad (1.11)$$

Data la proporzionalità tra l'energia di flusso ed  $N$ , l'equazione 1.11 può essere modificata per l'energia di flusso  $\Phi$ , producendo l'equazione 1.12, che mostra la diminuzione esponenziale dell'energia di flusso che passa attraverso un mezzo. Il termine aggiunto  $\lambda$  indica la dipendenza dalla lunghezza d'onda presa in esame, ed  $a$  è usato come coefficiente di attenuazione.

$$\Phi(r, \lambda) = \Phi(0, r) e^{-r a(\lambda)} \quad (1.12)$$

Questo modello, che descrive l'attenuazione della luce in un mezzo, è stato applicato da diversi ricercatori (Bierwirth et al., 1993, Philpot, 1989) con lo scopo di sviluppare un buon modello per l'attenuazione della luce nell'acqua. La maggior parte dei motivi di

sviluppo di questo modello è la determinazione della profondità, tuttavia essi possono essere utilizzati anche per la classificazione del fondo marino.

Le equazioni 1.13 and 1.14 sono equazioni fondamentali usate per il modello di trasferimento radiativo in acqua. Le componenti di queste equazioni sono descritte di seguito:

$$L_{\lambda}^{\text{superficie}} = L_{\lambda}^{\text{fondo}} e^{-2k_{\lambda}d} + L_{\lambda}^{\text{acqua}} \quad (1.13)$$

$$L_{\lambda}^{\text{acqua}} = L_{\lambda}^{\text{profondo}} (1 - e^{-2k_{\lambda}d}) \quad (1.14)$$

$L_{\lambda}^{\text{superficie}}$  = radianza in upwelling misurata appena sotto la superficie

$L_{\lambda}^{\text{fondo}}$  = radianza in upwelling del fondo, misurata appena sopra il fondo

$L_{\lambda}^{\text{acqua}}$  = radianza in upwelling dovuta allo scatter nella colonna d'acqua

$L_{\lambda\text{deep}}$  = radianza di upwelling di acque otticamente profonde, misurata appena sotto la superficie

$k_{\lambda}$  = coefficiente di attenuazione dell'acqua

$d$  = profondità

L'equazione 1.13 descrive la radianza in upwelling misurata appena sotto la superficie dell'acqua. La radianza del fondo si attenua esponenzialmente come funzione della profondità  $d$  e del coefficiente di diffusione  $k$ . Il numero 2 davanti al termine  $k_{\lambda}d$  tiene conto del fatto che l'energia di flusso passa due volte attraverso la colonna d'acqua, una volta dalla superficie al fondo, e un'altra dal fondo alla superficie (Philpot 1989).

L'equazione 1.13 descrive la radianza in upwelling di una colonna d'acqua otticamente profonda (acque troppo profonde perché la luce arrivi al fondo) che decresce esponenzialmente come funzione di  $k$  e  $d$ . Sostituendo l'equazione 1.14 nella 1.13 si ha l'equazione 1.15.

$$L_{\lambda}^{\text{superficie}} = (L_{\lambda}^{\text{fondo}} - L_{\lambda}^{\text{profondo}}) e^{-2k_{\lambda}d} + L_{\lambda}^{\text{profondo}} \quad (1.15)$$

L'equazione 1.15 è semplicemente una modifica dell'equazione 1.12 per tenere conto dei cambiamenti nella radianza della colonna d'acqua in base alla profondità. Tutti i parametri della 1.15, ad eccezione della profondità  $d$ , sono lunghezza d'onda dipendenti. Anche questo modello assume una omogeneità verticale della colonna d'acqua nelle sue proprietà ottiche (Philpot 1989).

Allo scopo di usare questo modello per la classificazione del fondo marino, si deve risolvere per la radianza del fondo in upwelling. Questo richiede alcune assunzioni su vari parametri del modello. Molti ricercatori hanno usato assunzioni sulla costanza della tipologia di fondo e sulla costanza del coefficiente di attenuazione (orizzontalmente e verticalmente) (Brown et al.,1971; Lyzenga,1978; Philpot,1989). Una stima iniziale di

$L_{\lambda}$ fondo e  $k_{\lambda}$  può quindi essere ottenuto usando una versione linearizzata dell'equazione 1.15, presentata di seguito.

$$\ln (L_{\lambda}^{\text{superficie}} - L_{\lambda}^{\text{profondo}}) = (L_{\lambda}^{\text{fondo}} - L_{\lambda}^{\text{profondo}}) \cdot 2k_{\lambda}d \quad (1.16)$$

Usando l'equazione 1.16 e tenendo conto delle assunzioni prima fatte, un minimo di due superfici di radianza e le corrispettive profondità sono necessarie per risolvere l'equazione per  $L_{\lambda}^{\text{fondo}}$  e  $2k_{\lambda}d$ . I risultati possono quindi essere utilizzati per un calcolo iterativo dei minimi quadrati, a soluzione dell'equazione 1.15.

Queste equazioni utilizzano la radianza spettrale, ma potrebbero essere usate anche per la riflettanza ottenuta semplicemente normalizzando per l'irradianza di downwelling alla superficie d'acqua. Questo è stato dimostrato da Lee et al. (1998) e Bierwirth et al. (1993).

### *1.3.7 Lo studio della vegetazione acquatica attraverso il telerilevamento: teoria ed applicazioni*

La vegetazione acquatica è un'importante componente degli ecosistemi costieri ed umidi, giocando un ruolo chiave nelle funzioni ecologiche di questi ambienti (Marion e Paillison, 2003; Junk, 1997).

Essendo le macrofite acquatiche d'importanza fondamentale per il mantenimento dell'equilibrio del sistema costiero, ed in particolare la *Posidonia oceanica* nelle coste del Mediterraneo, molti programmi di conservazione sono stati sviluppati per il loro monitoraggio e protezione. Il rapido declino delle praterie che è stato documentato negli ultimi anni ha portato verso l'esigenza di trovare nuove strategie e tecnologie per monitorare con più facilità questi cambiamenti. Si necessitano quindi metodi veloci, poco costosi e validi per l'osservazione ed il monitoraggio delle fanerogame marine in generale e, nel Mediterraneo, di *P. oceanica* in particolare.

Il rilievo delle comunità macrofitiche è comunemente contrastato da difficoltà logistiche (Vis et al., 2003), le tecniche classiche come multibeam, singlebeam, side scan sonar, remote operated vehicle (ROV), scatterometri ottici, trasmissometri, ecc., richiedono molto tempo, personale e denaro, oltre a fornire dati dall'accuratezza spesso non soddisfacente. Parte di queste problematiche possono essere superate attraverso l'utilizzo di tecniche di rilevamento remoto che permettono una valutazione e un monitoraggio sinottico e abbastanza accurato.

Le differenti tecniche di telerilevamento, oltre allo studio della distribuzione dei diversi target sul territorio, consentono anche un'indagine più accurata sulle caratteristiche



spettrali, strutturali e fisiologiche di ciascun target. Infatti molte delle caratteristiche della vegetazione, come la composizione in specie, la struttura vegetale, la biomassa e parametri fisiologici, possono essere stimate da misure di riflettanza (Tilley et al., 2003; Penuelas et al., 1993).

Le piante acquatiche e le loro caratteristiche ottiche, data la presenza della colonna d'acqua sovrastante, non sono valutabili altrettanto semplicemente con queste nuove tecnologie rispetto alle piante terrestri, a causa delle complesse interazioni della radiazione elettromagnetica con la colonna d'acqua sopra descritte.

Una buona conoscenza delle interazioni fisiche tra l'energia elettromagnetica, la vegetazione e il suo ambiente, insieme ad un'attenta applicazione degli step di pre-processamento dei dati remoti sono indispensabili per una buona riuscita dello studio.

Molte tecniche di rilevamento da remoto sono state utilizzate per lo studio della vegetazione acquatica: spettrometria da campo, fotografie aeree, sensori multispettrali satellitare e aereo-trasportati, sistemi ipespettrali, sensori a microonde, videografia digitale da aereo e sistemi sonar (Silva et al., 2008).

Per poter capire l'applicazione di queste tecniche nello studio della vegetazione è necessario prima fare una panoramica sulle caratteristiche ottiche delle piante in generale, e quindi delle macrofite acquatiche nel particolare.

#### **1.3.7.1 Caratteristiche spettrali del mondo vegetale**

I principi che vi sono dietro le caratteristiche spettrali della vegetazione acquatica sono gli stessi che qualificano la vegetazione terrestre, con qualche complicazione dovuta principalmente alla presenza di una colonna d'acqua sovrastante. Andiamo quindi a vedere le caratteristiche spettrali della vegetazione terrestre per poi entrare nello specifico di quella acquatica. La vegetazione risponde in modo molto caratteristico alla radiazione solare incidente, fornendo una firma spettrale tipica che permette un rapido riconoscimento delle aree vegetate in dati remoti che descrivono aree ampie.

La risposta spettrale della vegetazione è legata a diverse caratteristiche che possono essere analizzate su livelli differenti a seconda dell'obiettivo d'interesse.

A livello della foglia, la risposta nella regione visibile dello spettro è determinata principalmente dalla tipologia e concentrazione dei pigmenti, mentre la morfologia fogliare e il contenuto d'acqua sono i fattori che caratterizzano la risposta spettrale nell'infrarosso (Fig.1.19).

A livello individuale, i fattori biofisici come la distribuzione e la densità fogliare, l'orientazione delle foglie, e la struttura generale della copertura vegetale sono importanti nel modellare la risposta spettrale. Piante con foglie orientate verticalmente o con una ridotta area fogliare hanno naturalmente una minor interazione con la radiazione solare incidente, mentre coperture vegetali molto ramificate e piante con una superficie fogliare ampia presentano un'area di interazione molto maggiore (Williams et al., 2003). A livello di comunità invece biomassa e copertura sono variabili determinanti.

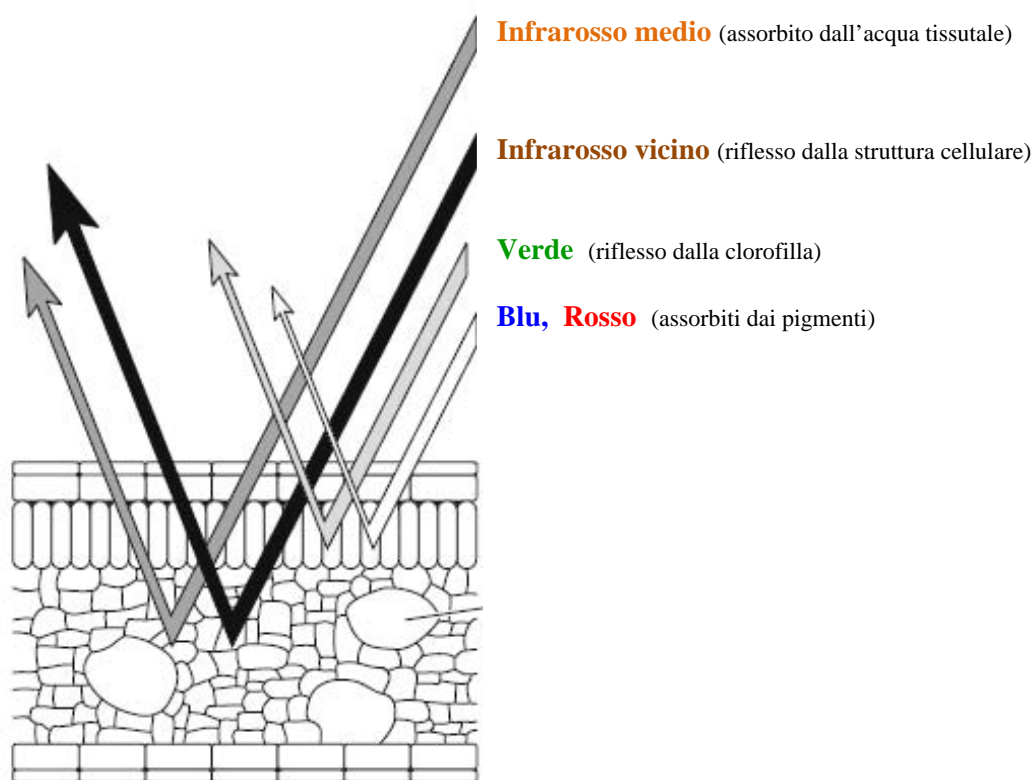


Fig. 1.19. Interazione tra la radiazione elettromagnetica e la foglia, a livello microscopico. Lo spessore delle frecce è proporzionale alla magnitudine del flusso d'energia. Da Silva et al., 2008, modificato.

Andiamo nello specifico a descrivere una curva di riflettanza tipica della vegetazione, come quella mostrata in figura 1.20. L'andamento principale della curva è dovuto principalmente alle caratteristiche fogliare, mentre le caratteristiche individuali e comunitarie prima citate influiscono più sull'intensità della risposta che sulla forma della curva.

La frazione di energia riflessa nel campo del visibile è correlata, come sopra accennato, alla presenza di pigmenti fogliari quali le clorofille, le xantofille ed i caroteni. Ciascuno di questi pigmenti ha caratteristiche ottiche specifiche che permettono di determinarne la concentrazione e l'abbondanza relativa. La clorofilla in particolare, determina

l'assorbimento nel blu (0,39  $\mu\text{m}$ ) e nel rosso (0,65  $\mu\text{m}$ ) e una riflessione dell'energia incidente pari all'8-15% nel verde (Fig. 1.20).

La struttura fogliare è responsabile del comportamento spettrale nelle bande dell'infrarosso vicino, tra 0,70 e 1,35  $\mu\text{m}$ , provocando una riflessione molto elevata, nell'ordine del 30-70% dell'energia incidente (Fig. 1.20).

Nel dominio dell'infrarosso medio, tra 1,35 e 2,70  $\mu\text{m}$  le proprietà spettrali della vegetazione dipendono invece strettamente dal contenuto d'acqua della foglia (Fig. 1.20).

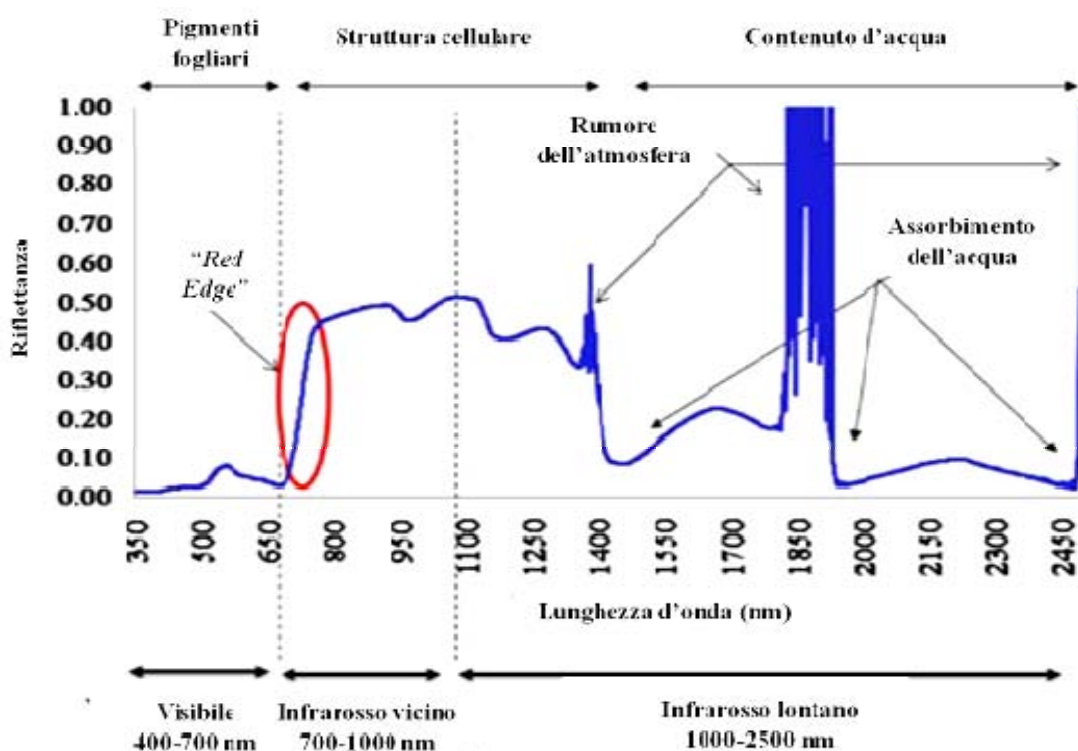


Fig. 1.20 Firma spettrale di una pianta terrestre (*Cyperus papyrus* L.), in cui vengono risaltate le risposte ottiche in base alle lunghezze d'onda e alle caratteristiche della pianta. Il rumore dovuto all'atmosfera è più forte nell'infrarosso. Da Adam 2009, modificato.

Per quanto riguarda le **piante acquatiche**, la regione del verde è considerata la più utile per lo studio delle proprietà ottiche, seguita dal rosso e dalla regione del *red edge*.

Diversi studi hanno evidenziato questo ristretto campo dello spettro come regione ottimale per la discriminazione delle macrofite sommerse (Tab.1.3).

<b>Autori</b>	<b>Lunghezze d'onda</b>	<b>Specie di piante</b>
<b>Williams et al., 2003</b>	574; 681	<i>Vallisneria americana</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i>
<b>Fyfe, 2003</b>	530-580; 520-530; 580-600	<i>Zostera capricorni</i> , <i>Posidonia australis</i> , <i>Halophila ovalis</i>
<b>Pinnel et al., 2004</b>	550; 656	<i>Chara spp.</i> , <i>Naja marina</i> , <i>Nitellopsis obtusa</i> , <i>Potamogeton spp.</i>
<b>Han e Rundquist, 2003</b>	538; 706	<i>Ceratophyllum demersum</i>

Tab.1.3. Regioni spettrali selezionate per la discriminazione delle specie di macrofite sommerse.

Questa convergenza suggerisce che le maggiori differenze tra le specie di macrofite possano essere evidenziate grazie alle diverse risposte ottiche dovute principalmente alle concentrazioni dei pigmenti e alla struttura cellulare. Inoltre la regione del verde è caratterizzata da una grande penetrazione in acque con alte concentrazioni di materiale sospeso e disciolto (Kirk 1994).

Le caratteristiche spettrali della vegetazione acquatica sono state così riassunte da Alberotanza et al. (2006):

- bassa riflettività tra i 400 ed i 500 nm, dovuta al forte assorbimento nel blu (massimo di assorbimento a 440 nm);
- massima riflettività nel verde, tra i 550 e 570 nm;
- bassa riflettività tra i 660 ed i 690 nm, dovuta al forte assorbimento nel rosso (massimo di assorbimento tra i 670 ed i 680 nm);
- bassa riflettività nell'infrarosso vicino tra 755 e 765 nm durante la fase di pigmentazione.

Un aumento della riflettività si ha durante i periodi di fioritura ed in condizioni di emersione. Le sostanze responsabili dell'assorbimento della luce sono i pigmenti, quindi clorofille, carotenoidi ed altri pigmenti. La clorofilla *a* è stata trovata in tutte le piante verdi ed è il pigmento dominante nelle macro-alghe (picchi di assorbimento a 440, 675, 695 nm). Altri pigmenti trovati nelle macro-alghe rosse sono le ficoeritrine (picco di assorbimento a 565 nm), le ficocianine trovate nelle alghe rosse e verdi (picco di assorbimento a 620 nm) e le fucoxantine (picco d'assorbimento a 470 nm) (Wezermak et al., 1976). Queste caratteristiche sono state valutate registrando firme spettrali a contatto con la pianta, senza l'influenza dell'acqua sovrastante.

Un'elevata risoluzione spettrale e spaziale dell'immagine può permettere di riconoscere la vegetazione a livello di singola specie, a condizione che le specie indagate siano

spetttralmente distinguibili. Tale presupposto però non è sempre verificato (Price, 1994). In primo luogo, le piante verdi hanno una risposta molto simile tra loro, in secondo luogo, la riflettanza della vegetazione è governata da un ampio numero di fattori fisici e fisiologici che variano per una stessa specie e per una stessa pianta nello spazio e nel tempo. I pigmenti fotosintetici delle fanerogame in particolare, sono gli stessi di tutte le piante superiori: clorofilla *a* e *b* e diversi tipi di xantofille e carotenoidi. Poiché tutte le angiosperme hanno di base la stessa fisiologia e biochimica, la posizione dei picchi di assorbimento non differisce significativamente tra le diverse specie, ciò che varia è la loro intensità dovuta alla diversa concentrazione relativa dei pigmenti fotosintetici e la presenza di pigmenti accessori. Risulta quindi indispensabile prima di procedere con una classificazione determinare se le differenze spettrali osservate tra le diverse specie siano non solo statisticamente significative, ma soprattutto consistenti (Fyfe, 2003).

Gli studi che hanno affrontato la possibilità di discriminare a livello specifico le piante terrestri, hanno evidenziato come le maggiori differenze si riscontrino nel vicino infrarosso. Tale evidenza non può essere applicata alle piante sommerse in quanto, per lunghezze d'onda superiori a 680-700 nm, la luce viene fortemente assorbita dall'acqua e quindi l'analisi si deve limitare allo spettro del visibile.

Il forte assorbimento della radiazione elettromagnetica nel range del visibile in acqua porta ad un “*dampening*” della firma spettrale. A causa di ciò, le misure di riflettanza per le piante sommerse sono generalmente molto basse, nell'ordine di  $10 \times 10^{-2}$  (Pinnel et al., 2004; Dierssen e Zimmerman, 2003; Fyfe, 2003; Han e Rundquist, 2003; Heege et al., 2003; Paringit et al., 2003; Everitt et al., 1999). Naturalmente in assenza di acqua (es. in condizioni di laboratorio) possono essere ottenuti valori di riflettanza più elevati (Paringit et al., 2003; Armstrong, 1993).

Nella colonna d'acqua, infatti, la presenza di materiale otticamente attivo (es. plancton, sedimenti, molecole organiche) ha influenza sullo scattering e sull'assorbimento della radiazione (Han e Rundquist, 2003; Kirk, 1994). La riflettanza del substrato è inoltre un altro fattore che deve essere considerato nell'interpretazione della firma spettrale risultante in un'area di acque basse coperta da macrofite.

Ackleson e Klemas (1987) mostrano come nelle acque basse la riflettanza risultante sia determinata principalmente dalla densità della vegetazione, assumendo che la riflettanza del suolo sia costante e differisca significativamente dalla risposta della vegetazione. All'aumentare della profondità, le varie componenti della colonna d'acqua vanno a influire di più sulla firma spettrale. Essi suggeriscono quindi che includere l'informazione della

profondità nel metodo di classificazione può ridurre l'influenza della variazione dell'altezza della colonna d'acqua sulla firma spettrale. Armstrong (1993) lo ha realizzato per le bande del visibile di immagini Landsat TM attraverso la linearizzazione del processo sviluppato da Lyzenga (1978).

Infine un'altra fonte di variazione della riflettanza di macrofite acquatiche è la presenza di organismi epibionti, specialmente epifiti, che possono coprire la superficie della pianta. Gli epibionti delle fanerogame includono diverse tipologie di microalghe, batteri, macroalghe allo stadio giovanile ed invertebrati sessili quali i briozoi; la composizione in specie di tale comunità e la biomassa possono variare a seconda del luogo e della stagione modificando ulteriormente il segnale rilevato. Fyfe (2003) ha mostrato una notevole differenza tra la risposta spettrale di foglie pulite e foglie colonizzate, in tutte le lunghezze d'onda, per differenti specie di macrofite. Questi effetti sono più significativi tra i 570 e 590 nm (Fyfe, 2003; Williams et al., 2003). La presenza di epifiti può inoltre smussare la curva spettrale, riducendo la differenza in riflettanza tra le lunghezze d'onda e quindi mascherando caratteristiche spettrali (Armstrong, 1993).

La risposta spettrale nel visibile è quindi molto variabile, in particolar modo per la vegetazione acquatica, date le interferenze sopra citate. La variabilità intraspecifica che si riscontra anche in specie di fanerogame può portare ad ambiguità con le firme spettrali di altre specie e rendere la loro discriminazione, attraverso immagini remote, estremamente difficile se non impossibile (Salviano et al., 2005).

I sensori iperspettrali, dotati di un numero elevato numero di bande e quindi di un'adeguata risoluzione spettrale, sono i più idonei per lo studio della vegetazione acquatica.

#### **1.3.7.2 Sistemi di telerilevamento per lo studio della vegetazione acquatica**

Le **fotografie aeree** sono state tra i primi metodi utilizzati per studiare e mappare i popolamenti vegetali, i primi studi risalgono infatti agli anni '60 e '70 (Austin e Adams, 1978; Benton e Newman, 1976; Edwards and Borwn, 1960). Grazie alla loro buona risoluzione spaziale hanno permesso attraverso tecniche di interpretazione visiva (Moore et al., 2003; Schulz et al., 2003) o classificazione attraverso algoritmi programmabili (Valta-Hullkonen et al., 2003; Marshall and Lee, 1994) mappature abbastanza accurate di aree vegetate, arrivando alla distinzione di specie differenti su scala ampia. Le fotografie aeree, comunque, mancano della capacità di registrare in più lunghezze d'onda, una limitazione che è importante specialmente nello studio della vegetazione sommersa.

**Sistemi digitali multispettrali aereotrasportati** permettono un'ampia risoluzione spaziale associata ad un maggiore numero di bande spettrali. Questa migliore definizione spettrale può aiutare in un'analisi quantitativa e una classificazione dei dati maggiormente accurate (Malthus e George, 1997). Comunque, essendo questo tipo di tecnologia molto costosa, quando è richiesta principalmente un'elevata risoluzione spaziale viene di gran lunga preferito l'utilizzo di fotografie aeree (Maheu-Giroux e de Blois, 2005).

Un'altra tecnologia alternativa alla fotografia aerea è l'utilizzo di sistemi di videografia, che impiegano una **videocamera digitale** invece di un sensore fotografico. Questo dispositivo permette un'elevata risoluzione spaziale (sotto il metro), e attraverso l'uso di filtri e camere multiple, permette l'acquisizione contemporanea di immagini in diverse bande. La videografia è stata applicata con successo allo studio della vegetazione sia emergente che sommersa (Sprekle et al., 2004; Hess et al., 2002; Everitt et al., 1999).

**Sensori satellitari multispettrali** sono stati applicati con successo allo studio della vegetazione acquatica. Sebbene la risoluzione spaziale di questi sistemi sia in molti casi incapace di discriminare la vegetazione acquatica a livello di specie (Jensen et al., 1993), immagini satellitari vengono comunque utilizzate per mappare comunità macrofitiche. Immagini Landsat TM e MSS sono state utilizzate per mappare sia la vegetazione sommersa (Zhang, 1998; Armstrong, 1993; Ackleson e Klemas, 1987) che la vegetazione emersa. Immagini con risoluzione spaziale maggiore del Landsat sono state applicate ad entrambi i tipi di vegetazione, esempio dati SPOT (Pasqualini et al., 2005; Jensen et al., 1986, 1993, 1995) e IKONOS con 1 m di risoluzione spaziale (Sawaya et al., 2003). Immagini con una risoluzione meno dettagliata sono state utilizzate con discreto successo da Pal e Mohanty (2002) e Chopra et al. (2001) con il sensore indiano IRS-LISS I (risoluzione a terra di 72.5 m) e da Silva (2004) con immagini MODIS (250 - 500 m di risoluzione).

Le immagini satellitari sembrano quindi essere un approccio conveniente per mappare e monitorare praterie di fanerogame in regioni remote e/o estese (Ferguson and Korfmacher, 1997; Mumby et al., 1999), particolarmente qualora si vogliano mappare praterie vaste e/o continue, formate da una o poche specie (Ward et al., 1997).

La risoluzione spaziale di un Landsat TM (30 m) o il Systeme Pour l'Observation de la Terra High-Resolution-Visible (SPOT HRV, risoluzione spaziale: 20 m) sono un buon compromesso tra il bisogno di accuratezza e di copertura di grandi aree e sono stati utilizzati entrambi con successo nella mappatura della vegetazione bentonica.

La mappatura delle fanerogame è stata portata avanti anche con l'utilizzo di sensori satellitari con una risoluzione spaziale e spettrale di gran lunga inferiore a quelli sopra citati, come il Landsat Multispectral Scanner (MSS, risoluzione spaziale: 79 m), il National Oceanographic and Atmospheric Administration's Advanced Very High Resolution Radiometer (NOAA AVHRR, risoluzione spaziale 1.1 km) e il Nimbus-7 Coastal Zone Colour Scanner (CZCS, risoluzione spaziale: 825 m), ma le mappe prodotte risultano limitate sotto molti punti di vista. Una discreta risoluzione spaziale permette infatti di descrivere quella variabilità naturale di forma delle praterie, importante ai fini conoscitivi e gestionali, oltre a consentire una migliore caratterizzazione del fondo marino, spesso così eterogeneo da non poter essere ridotto a macroaree. L'accuratezza che ci si aspetta quando si mappa un fondo marino, suddividendolo in tipologie di habitat grossolane ed ampie, usando un Landsat MSS è nel range di solo il 30-60% (Mumby et al., 1997), eccetto nei rari casi di estensione e continuità particolarmente grande delle praterie di fanerogame (Ward et al., 1997).

Aumentando la risoluzione spaziale del satellite utilizzato si può aumentare l'accuratezza della mappatura, soprattutto in aree di acqua basse e limpide, e formazioni di specie vegetali ampie. Mumby e Edwards (2002) attraverso l'utilizzo dell'IKONOS-2 (4 m di risoluzione spaziale) sono riusciti a suddividere il fondo e in 4 classi di habitat bentonici (fanerogame, sabbia, corallo, macroalghe) con un accuratezza totale del 75%. Anche con il Landsat TM sono stati raggiunti buoni livelli di accuratezza (73%), affiancata a un minore prezzo.

La risoluzione spettrale e radiometrica (numero ed ampiezza delle bande) e il signal-to-noise ratio (SNR) del Landsat TM è migliore per la discriminazione della vegetazione bentonica rispetto allo SPOT XS. Tre delle sette bande del Landsat TM sono utili nella discriminazione di piante sommerse per la loro penetrazione in acqua, queste bande sono centrate nelle regioni del blu (450-520 nm), del verde (520-600 nm) e del rosso (630-690 nm). Questa risoluzione spettrale appare adeguata per la mappatura del fondo qualora il livello di discriminazione che si vuole raggiungere è semplicemente vegetato, non vegetato.

Fornes et al. (2006) hanno validato la possibilità di applicazione di un sensore satellitare multispettrale come l'IKONOS (1 m di risoluzione spaziale) in acque basse e limpide per lo studio della copertura del fondo nelle coste di Mallorca, caratterizzate da praterie di *Posidonia oceanica*, substrati sabbiosi e substrati rocciosi. In questo studio l'analisi delle caratteristiche spettrali è avvenuta attraverso diversi step: innanzitutto la creazione di una



maschera per la parte a terra, quindi l'analisi visuale delle diverse coperture del fondo e successivamente un'analisi dei pixel relativi ad ogni classe individuata. I pixel relativi alle acque più profonde sono stati considerati come non classificabili. Individuate le caratteristiche spettrali di ogni classe (*Posidonia oceanica*, sabbia e roccia) si è proceduto con una classificazione supervisionata che utilizza il MLC (Maximum Likelihood Classification). Mentre il fondo sabbioso presenta una diminuzione della riflettenza a partire dal blu verso l'infrarosso, il substrato roccioso e quello coperto di *Posidonia* presentano invece lo stesso andamento, nonostante che il fondo roccioso presenti una riflettenza marcatamente maggiore, ed una diminuzione di questa dal R al IR, mentre per la *Posidonia* la riflettenza in questo range rimane quasi costante. I dati ottenuti dal processamento ed interpretazione delle immagini IKONOS sono stati successivamente validati con dei dati di rilevamento acustico già in possesso. La sovrapposizione dei due dati è stata del 89%, con un'accuratezza elevata per il fondo sabbioso e coperto da *Posidonia*, e leggermente meno accurata per il fondo roccioso, forse a causa dell'eterogenità di questo, la cui natura di frammenti di roccia, ciottoli, resti calcarei di *Posidonia* spesso mischiati a sabbia grossolana, può confondere la risposta spettrale. Inoltre, la distinta natura delle tecniche acustiche e spettrali, l'una che penetra nel sedimento e l'altra che riflette le proprietà della superficie del fondo, può portare a risultati leggermente divergenti tra le due tecniche. L'accuratezza della classificazione sulle immagini IKONOS è stata determinata attraverso la creazione di una matrice di errore. Si conclude nel lavoro che l'utilizzo di immagini multispettrali può essere un'ottimo metodo per lo studio delle fanerogame marine in acque basse (in questo caso fino a 15 m) e limpide, mentre per acque più torbide e profonde tecniche di rilievo acustico sono sicuramente più appropriate.

Negli ultimi anni sempre più studi si sono basati sull'utilizzo di **sensori iperspettrali** (Pinnel et al., 2004; Dierssen e Zimmerman, 2003; Thomson et al., 2003; Williams et al., 2003; Anstee, 2001; Alberotanza, 1999; Thomson et al., 1998; Bajjouk et al., 1996; Lacapra et al., 2006; Zacharias et al., 1992) . Questi sensori offrono infatti una buona risoluzione spaziale (intorno a 1 - 4 m) ma soprattutto la capacità di registrare spettri dettagliati per ciascun pixel. Questa ricchezza di dati è di particolare interesse per la vegetazione sommersa, anche se il segnale totale può essere basso e un certo grado di discriminazione si può raggiungere solo attraverso un'accurata analisi delle caratteristiche spettrali. Specifiche caratteristiche nelle curve di riflettenza sono spesso associate a parametri

fisiologici e biofisici, permettendo quindi una potenziale stima di questi. L'applicazione della tecnologia iperspettrale è una delle promesse tra le tecniche di telerilevamento per lo studio della vegetazione sommersa.

Specifiche di alcuni tra i sensori iperspettrali più usati sono riportati nella tabella 1.4.

Sensore	n° di bande	Intervallo spettrale (escluso il termico)	Ampiezza di banda	Risoluzione spaziale	Piattaforma	Fabbricante
<b>MIVIS</b>	102	430-2.500 nm	8-20 nm	Variabile	Aereo	Daedalus Enterprise
<b>CASI-2</b>	19-288	400-1.050 nm	1.9 nm	Variabile	Aereo	ITRES research
<b>PHILLS</b>	128	380-1000 nm	0.5-3 nm	Variabile	Aereo	Naval Research Laboratory, US
<b>HyMap</b>	100-200	450-2.500 nm	10-20 nm	Variabile	Aereo	Integrated Spectronics
<b>AVIRIS</b>	224	400-2500 nm	10 nm	Variabile	Aereo	Jet Propulsion Lab
<b>Hyperion</b>	220	400-2500 nm	10 nm	30 m	NASA EO-1	TRW Inc.

Tab. 1.4. Alcuni dei sensori iperspettrali più utilizzati

Il successo nell'utilizzo di sensori iperspettrali, in particolare del MIVIS, nella mappatura e nella differenziazione tra specie di macrofite in acque basse è stato dimostrato da Alberotanza et al. (2006) nella laguna di Venezia, e da Ciraolo et al (2006) in una laguna costiera dell'isola di Sicilia. Nel lavoro di Ciraolo et al. è stata messa a punto una mappatura di dettaglio utilizzando un metodo di classificazione hard (*maximum likelihood classification*), applicato dopo aver elaborato le immagini su vari fronti. Innanzitutto è stata realizzata una scelta delle bande più importanti, selezionando le prime 28 bande del MIVIS, ovvero quelle relative ai primi 2 spettrometri. Le prime 20 bande sono state scelte perché essendo le lunghezze d'onda più corte sono quelle che riescono a raggiungere una maggiore penetrazione nella colonna d'acqua, mentre le 8 bande del 2° spettrometro sono state scelte per studiare principalmente la vegetazione emergente e flottante delle acque basse. Le bande del termico del 4° spettrometro sono state utilizzate per mascherare la zona a terra, in modo da diminuire la variabilità dei DN nell'immagine, e quindi aumentare il contrasto nel mare. Le bande termiche sono infatti caratterizzate da un istogramma bimodale che porta ad una facile distinzione tra terra e mare, e scegliendo il minimo valore tra i due picchi come limite si riesce a mascherare la terra sull'immagine. Successivamente

è stato applicato un algoritmo di correzione per l'interferenza nel segnale di radianza da parte della colonna d'acqua. Il metodo applicato è quello di Lyzenga (1978,1981), che tiene conto della radianza della colonna d'acqua, la radianza del fondo, la diffusione in acqua e la profondità, assumendo costante il grado di torbidità. Essendo tutti i parametri inclusi nell'algoritmo dipendenti dalla lunghezza d'onda, eccetto la profondità, si può linearizzare la dipendenza della radianza dalla profondità utilizzando una trasformazione logaritmica e quindi determinare la relazione tra i restanti parametri per le diverse bande. Grazie all'acquisizione di firme spettrali a terra su aree training si è proceduto con una classificazione rigida supervisionata, e quindi alla mappatura delle diverse comunità macrofite.

L'applicazione generale delle tecniche di telerilevamento è quella di produrre mappe di copertura per la vegetazione acquatica, generali o per differenti popolazioni e comunità. Considerando sia i sensori aereotrasportati che quelli montanti su satellite, si arriva ad un'accuratezza che va dal 70 al 96%, maggiore naturalmente quanto migliore sono le scelte e le tecniche di mappatura (Pasqualini et al., 2005; Sawaya et al., 2003; Valta-Hulkonen et al., 2003; Anstee, 2001; Everitt et al., 1999; Malthus e George, 1997; Bajjouk et al., 1996). Un vantaggio delle immagini satellitari è sicuramente la possibilità di avere riprese multiple nel tempo, permettendo così l'uso di serie storiche per l'analisi dei pattern stagionali (Silva, 2004; Jensen et al., 1993) o di cambiamento del paesaggio (Moore et al., 2003; Jensen et al., 1995). Strumenti come il Landsat forniscono infatti serie storiche di immagini su 30 anni, una fonte preziosa di dati.

Il telerilevamento può essere anche impiegato come strumento per la stima di misure biofisiche. La biomassa vegetale può essere stimata attraverso analisi di regressione su bande o combinazione di bande (rapporti, indici). E' stato dimostrato che con l'aumento di biomassa, la relazione tra il segnale spettrale e i valori di biomassa si avvicina ad un asintoto (Penuelas et al., 1993). Zhang (2008), usando la 1° e la 2° componente principale di una trasformazione PCA su immagini Landsat TM, ha stimato la biomassa di banchi sommersi nel Lago Honghu in Cina, ottenendo un coefficiente di correlazione  $R^2=0.85$ . Biomassa di vegetazione sommersa è stata stimata anche da Armstrong (1993), usando immagini TM e ottenendo un  $R^2=0.79$ . Questo alto grado di accordo, considerando la bassa risoluzione radiometrica (8 bit), spettrale (poche bande e ampie) e spaziale (30 m) delle immagini usate, suggerisce che risultati migliori possono essere ottenuti acquisendo immagini con sensori più potenti. Altri indici biofisici possono essere stimati attraverso l'uso del telerilevamento, come la percentuale di copertura (Heege et al., 2003; Pinnel et

al., 2004) e il L.A.I. (Leaf Area Index) (Dierssen e Zimmerman, 2003). Queste misure sono importanti variabili ecologiche, spesso usate come input nei modelli ecologici.

Caratteristiche fisiologiche possono anche essere valutate grazie all'alterazione delle sostanze otticamente attive. Ad esempio la concentrazione di clorofilla (Penuelas et al., 1993), l'efficienza foto sintetica (Penuelas et al., 1997, 1993), la composizione chimica (LaCapra et al., 1996).

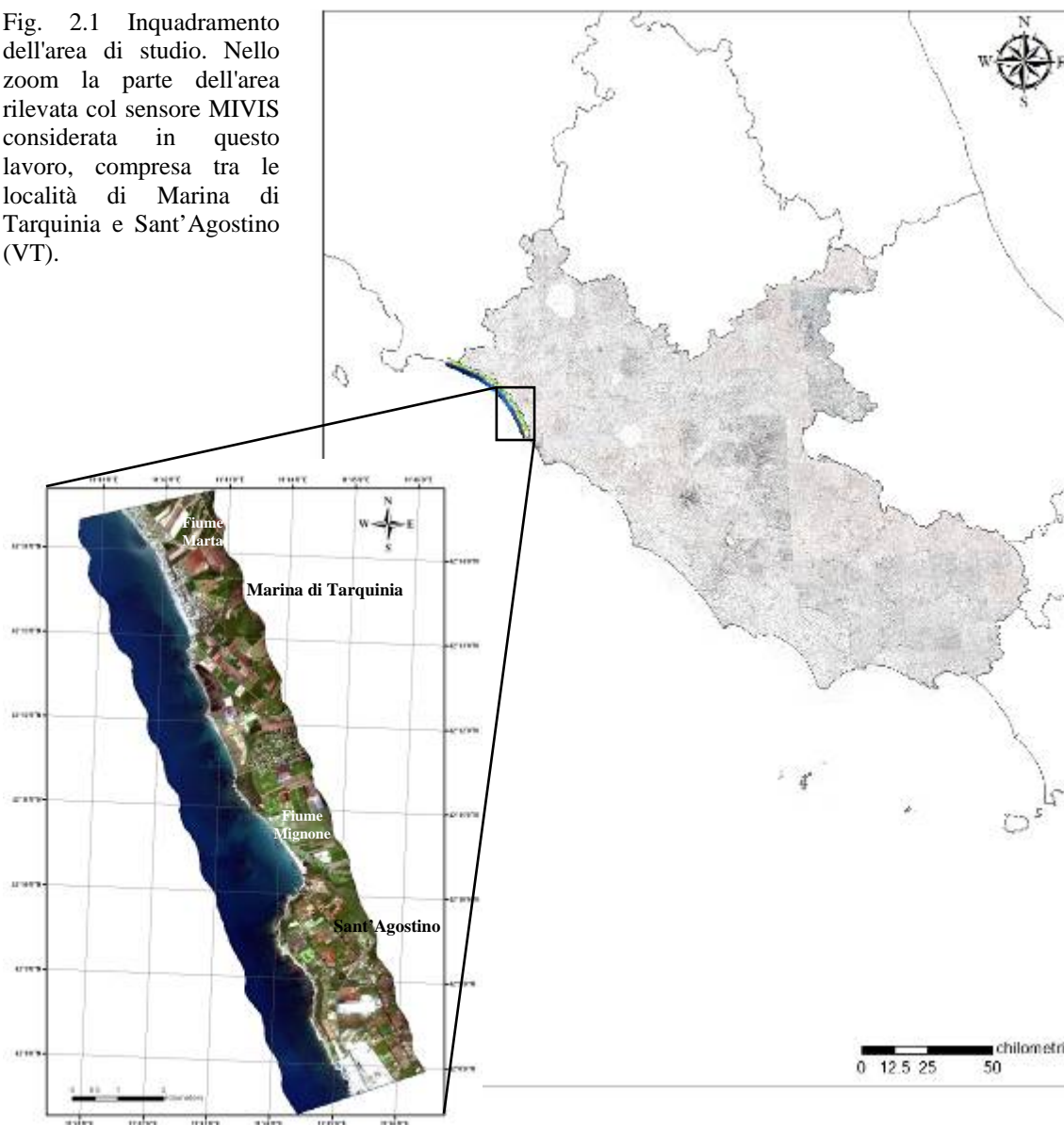
La selezione di un buon sensore, la possibilità di lavorare in condizioni atmosferiche, meteorologiche e marine ottimali, e la disponibilità di dati accurati di batimetria, possono aumentare molto la capacità di discriminazione delle diverse tipologie di habitat bentonici (Ferguson and Korfmacher, 1997). Acque torbide, foschia, nuvole, una superficie del mare increspata e un errore nella conoscenza dell'altezza del livello medio del mare per una data scena, fanno della mappatura degli ambienti bentonici da remoto un'impresa molto più ardua e meno accurata (Lubin et al., 2001). Gli effetti dell'interazione del segnale con l'atmosfera deve sempre essere corretto per tutti i dati da remoto, ma soprattutto per quelli provenienti da piattaforme satellitari (Duggin, 1987). L'attenuazione del segnale a causa della colonna d'acqua porta a un effetto profondità-dipendente dello spettro di riflettanza che può essere mitigato dall'utilizzo di modelli o procedure di masking (Lyzena, 1981; Zainal et al., 1993; Malthus et al., 1997).

## 2 MATERIALI E METODI

### 2.1 Inquadramento dell'area di studio

L'area di studio è quella compresa tra le foci del Fiume Marta (Marina di Tarquinia, VT) a Nord e del Fiume Mignone (Sant'Agostino, VT) a Sud (Fig.2.1). L'area fa parte dell'unità fisiografica che si estende dal Monte Argentario fino a Capo Linaro ed è stata oggetto di alcuni studi condotti sia sull'ambiente costiero che su quello marino (Milli, 1993; La Monica e Raffi, 1996; Chiocci e La Monica, 1999; ICRAM, 2002; 2003; AA.VV., 2004; Beachmed-e, 2007a, b, web; CNR ISMAR, 2009).

Fig. 2.1 Inquadramento dell'area di studio. Nello zoom la parte dell'area rilevata col sensore MIVIS considerata in questo lavoro, compresa tra le località di Marina di Tarquinia e Sant'Agostino (VT).



Nel tratto di costa studiato sono presenti diversi agglomerati urbani, tra cui i principali sono il Lido di Tarquinia e la cittadina di Sant'Agostino (VT). Tra questi due agglomerati urbani si sviluppano le Saline di Tarquinia, un territorio protetto esteso per circa 170 ettari che rappresenta un ambiente di notevole interesse scientifico e naturalistico per la particolare vegetazione che comprende specie molto rare e per la fauna presente. Prendendo in considerazione l'intera unità fisiografica, la costa tra il promontorio dell'Argentario e la foce del Fiume Mignone presenta un andamento ad arco con apertura a Sud-Ovest ed è caratterizzata da una costa prevalentemente bassa, sabbiosa e orlata di dune, che passa a costa rocciosa nel tratto più meridionale (ICRAM, 2002). Nel tratto di costa considerato, sono presenti solo pochi residui di dune che, inizialmente più estesi, sono ormai ridotti a pochi metri di lunghezza e a 2-3 m di altezza media. Su gran parte di queste dune, prevalentemente attive, è presente una copertura vegetale variamente densa, prevalentemente di tipo arboreo (*Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*), con formazioni tipiche delle aree planiziali, costituite da boschi di leccio (*Quercus ilex*) e/o sughera (*Quercus suber*), secondariamente di tipo arbustivo e cespuglioso, dalle caratteristiche proprie della macchia mediterranea, con fitti arbusteti sempreverdi di altezza variabile tra 1 e 2 m. Nell'intero tratto studiato, è stata individuata solo qualche sporadica duna mobile del cordone litorale; tali dune sono caratterizzate da una vegetazione soprattutto erbacea, costituita essenzialmente dal ravastrello marittimo (*Cakile maritima*).

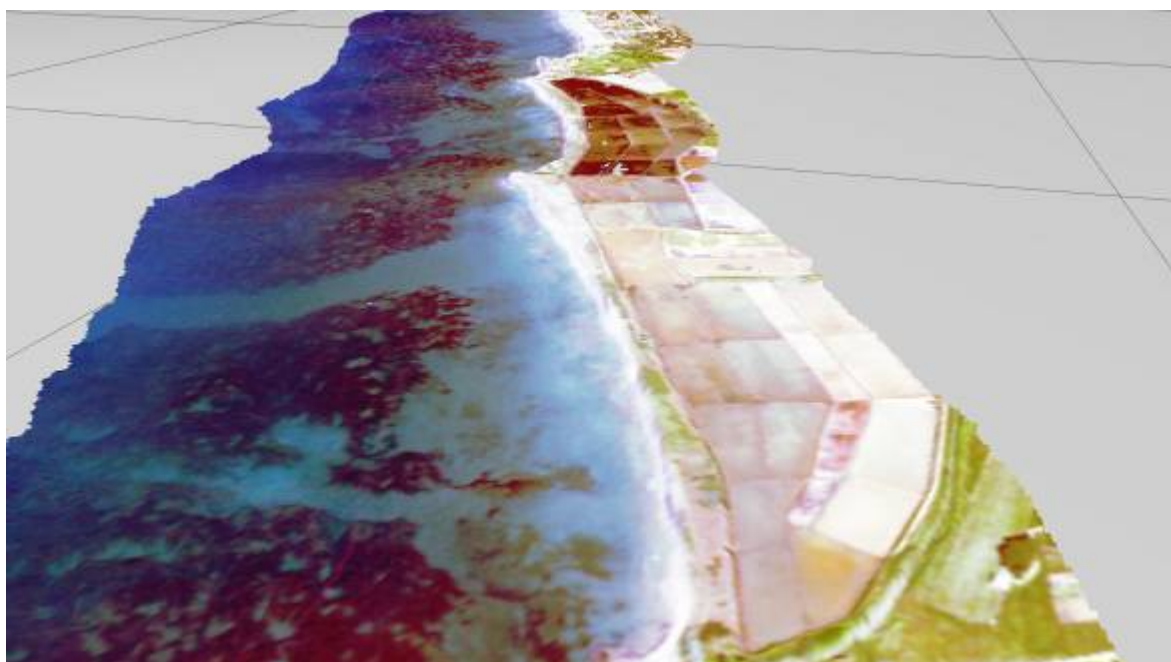


Fig.2.2 Sistema costiero antistante le Saline di Tarquinia. Immagine realizzata attraverso il drappaggio del dato MIVIS sul dato LiDAR (topografico+batimetrico).

I due fiumi, il Marta ed il Mignone drenano i settori orientale e meridionale del Lago di Bolsena e i versanti dei Monti della Tolfa (Milli, 1993). L'apporto di materiale organico e inorganico derivante da questi due fiumi va ad alimentare la spiaggia compresa tra di essi, anche se, il bilancio sedimentario totale di questo settore è in deficit (Milli, 1993). L'azione erosiva esercitata dal moto ondoso è, infatti, più incisiva rispetto a quella di ripascimento naturale legata ai suddetti corsi d'acqua. Ne consegue che il litorale compreso tra le foci di tali corsi d'acqua presenta diffusi fenomeni di arretramento della linea di riva (Milli, 1993). Rispetto alle altre province laziali, infatti, quella di Viterbo presenta una percentuale maggiore di arretramento delle coste, pari ad un fronte di 16 km di lunghezza su un totale di 35,10 km (AA.VV., 2004); le zone maggiormente interessate da questo fenomeno sono quelle dei comuni di Montalto di Castro e Tarquinia. Con riferimento all'evoluzione storica della linea di riva (1944-1990), il tratto di litorale che va dalla foce del Marta a quella del Mignone si presenta comunque sostanzialmente stabile, ad eccezione di alcuni tratti, quali quello antistante le Saline di Tarquinia e la foce del Mignone (AA.VV., 2004).

All'interno di quest'ampia area di studio, il lavoro si è concentrato su quella porzione più interna della piattaforma continentale, ovvero quella porzione di fondo marino che cinge le masse continentali estendendosi dalla costa verso il largo e che, essendo caratterizzata dalla presenza della luce, è sito di elevate produzioni primarie bentoniche e planctoniche oltre che di un'elevata biodiversità sia vegetale che animale. Questa fascia è altresì importante per la grande interconnessione con l'ambiente terrestre.

La piattaforma continentale antistante le coste del Lazio si trova immediatamente a Nord del limite (convenzionalmente fatto coincidere con il parallelo 41°N) tra due domini

geo-tettonici (tirrenico settentrionale e tirrenico meridionale) estremamente differenti, pur

essendo entrambi legati alla generale distensione post-orogonica che ha interessato tutto il

marginale occidentale della penisola italiana (Patacca et al., 1990).

Il Tirreno settentrionale è infatti un bacino, individuatosi sin dall'Oligocene (fra 35 e 40 milioni di anni fa), caratterizzato da un mare relativamente poco profondo, abbondantemente rifornito di sedimenti detritici di origine continentale, e le cui caratteristiche (basso flusso di calore, sismicità superficiale, spessa crosta continentale) sono più tipiche di un margine continentale che di un bacino oceanico.

Da un punto di vista geomorfologico essa è più stretta ed acclive della media delle piattaforme italiane (Savelli e Wezel, 1980); la sua ampiezza è di circa 20 km nel tratto

compreso tra Capo Linaro e Capo Circeo, mentre arriva a circa 30-40 km nella zona

meridionale, compresa tra Capo Circeo e Gaeta e nella zona più settentrionale, tra Capo Linaro e il promontorio di Monte Argentario. La pendenza media è di poco inferiore a  $0,5^\circ$ , mentre il margine della piattaforma è ben definito e si trova a una profondità variabile tra

-120 e -150 m, ove inizia la scarpata continentale; i bacini che la fronteggiano sono

determinati, nella loro geometria, da lineamenti tettonici con prevalente direzione appenninica (NW-SE) (La Monica e Raffi, 1996).

I fondali compresi fra la battigia e l'isobata -10 m costituiscono la porzione più interna della piattaforma continentale, dove maggiormente si esplicano le azioni del moto ondoso e delle correnti costiere, responsabili della mobilizzazione e distribuzione dei sedimenti della spiaggia (La Monica e Raffi, 1996). L'ampiezza di questa fascia è variabile e riflette a grandi linee le caratteristiche della morfologia del litorale. In corrispondenza delle coste basse e sabbiose dove i fondali si approfondiscono con regolarità, l'ampiezza della piattaforma oscilla fra i 600 - 700 m (pendenza media pari all'1.6% - 1.4%). In particolare questi fondali sono caratterizzati dalla presenza di barre disposte in serie successive da una



a quattro. Sulla base di rilievi ecometrici e aerografici è stato riscontrato che le barre più esterne presentano una geometria rettilinea e continua, mentre le barre più interne sono discontinue con frequente festonatura (La Monica e Raffi, 1996). Questo viene determinato dall'interazione tra il fondo, l'energia del moto ondoso, le correnti costiere ed i processi di trasporto dei sedimenti lungo la costa. Si verifica, infatti, che le barre più esterne, poichè generate da onde di tempesta poco frequenti, sono in grado di conservare più a lungo il loro profilo; quelle più interne, una volta esaurito il fenomeno meteomarinico che le ha generate, tendono a risaldarsi alla battigia assumendo così un assetto festonato. Le barre più interne, inoltre possono essere anche regolate da una circolazione a celle, nell'ambito delle quali correnti di ritorno trasversali (ripocurrents) generano canali che ne interrompono la continuità. Inoltre, anche la presenza di opere di difesa (sia emergenti che sepolte) condiziona la geometria o la presenza stessa delle barre a causa della mutata topografia dei fondali che si viene a creare (La Monica e Raffi, 1996).

Nell'area compresa tra i due fiumi Marta e Mignone le isobate divengono assai articolate, denotando la presenza di un fondo roccioso con rilievi che si innalzano dal fondo per qualche metro. Tali rilievi sono ricoperti da incrostazioni di organismi bentonici, costituiti in prevalenza da alghe corallinacee, serpulidi e briozoi. Il limite interno degli affioramenti rocciosi si mantiene intorno ai - 4 m nella zona più settentrionale, mentre più a Sud non vi è soluzione di continuità con gli affioramenti di calcarenite fossilifera cementata ("panchina" del Pleistocene medio-superiore) e di flysch aranaceo-marnoso ("pietraforte" del Cretaceo superiore) presenti in terraferma. Il limite esterno di questa carena rocciosa giunge sino ai - 25 m. La continuità longitudinale dei fondali rocciosi è a volte interrotta da incisioni: particolarmente evidente è quella in corrispondenza del Fiume Marta, ampia circa 1.5 km, che si spinge sino ai - 15 m.

### *2.1.1 La prateria di Posidonia oceanica*

La prateria di Tarquinia, che si estende sui fondali prospicienti l'abitato ononimo e la zona delle saline, risulta limitata a ponente dalla Foce del Marta ed a levante da quella del Mignone. La descrizione che segue è stata estratta da Diviacco et al., 2001.

La prateria di Tarquinia si estende per 6.5 km complessivi di lunghezza e circa 2 km di larghezza, con una superficie totale di 950 ettari. La zona è contraddistinta da un substrato roccioso esteso, sul quale *P. oceanica* presenta generalmente bassi valori di copertura. Il limite superiore, posto per lo più tra i 5 ed i 7 m di profondità, si avvicina talvolta sotto

costa, dando origini in alcuni casi a formazioni semiaffioranti (récif-barriere). Il limite si allontana dalla costa nella zona delle saline.

Superato l'abitato di Tarquinia in direzione sud si rinviene, a partire da circa 18 m di profondità, una zona di mosaico di *Posidonia* viva e matte morta che, oltre i 21 m, viene sostituita da una fascia di matte morta di 250 m di ampiezza. A circa – 20 m si alternano sparsi nella prateria strutture rocciose bioconcreziate e radure sabbiose con radi ciuffi di *P. oceanica*. Il limite inferiore della matte morta, situato a circa 25 m di profondità, si mantiene per tutta l'estensione della prateria a circa 2 km dalla riva solo verso il limite orientale esso si sposta per un breve tratto più a terra, determinando una profonda incisione della prateria.

Probabilmente gli apporti dei corsi d'acqua provenienti dalla zona delle saline e del fiume Mignone hanno generato un canale sabbioso localizzato circa 2 km a ponente della località di Bagni di Sant'Agostino, diretto perpendicolarmente alla zona costa e di circa 500 m di ampiezza, che ha diviso la prateria in due porzioni. In prossimità della Foce del fiume Mignone è stata evidenziata un'ulteriore profonda incisione dovuta principalmente agli apporti fluviali.

La prateria di Marina di Tarquinia presenta nel suo complesso una buona estensione, ma è caratterizzata da un certo stato di degrado, soprattutto oltre i 20 m di profondità. Non si conoscono con esattezza le cause del degrado della prateria, ma l'evidente e progressivo peggioramento del suo stato di salute è da imputare probabilmente all'apporto dei corsi d'acqua e agli effetti delle attività antropiche lungo la costa, che quasi sicuramente hanno determinato la frammentazione di una striscia di prateria che un tempo doveva estendersi ininterrotta almeno fino a Civitavecchia.

Le cartografie storiche relative alle praterie prospicienti Marina di Tarquinia risalgono a quelle redatte all'inizio degli anni '90 e raccolte nell'Atlante cartografico “ *Mappatura delle praterie di Posidonia oceanica lungo le coste delle regioni Liguria, toscana, Lazio, Basilicata e Puglia*” di proprietà del Ministero della Marina Mercantile, Ispettorato centrale per la Difesa del Mare, riprodotte a scala 1:25.000 (Conisma e Ministero dell'Ambiente e del Territorio, 1991).

All'interno di questo progetto si è inserito anche ICRAM (Istituto Centrale per la Ricerca scientifica Applicata al Mare) realizzando una mappatura delle praterie presenti lungo le coste laziali in scala 1:10.000 (Fig.2.3), mappatura pubblicata nel 2001, ma basata su campagne in mare eseguite tra il 1989 ed il 1994 (Diviacco et al., 2001). La mappatura non è disponibile in formato digitale.

La Regione Lazio in collaborazione con il Dipartimento di Biologia Animale e dell’Uomo dell’Università di Roma “Sapienza” hanno realizzato una cartografia di tutte le praterie della costa laziale, in scala 1:100.000, utilizzando dati raccolti nei primi anni ‘90, e pubblicati in “Il Mare del Lazio” nell’anno 1996 (Ardizzone e Belluscio, 1996). Non si dispone però di un formato digitale della suddetta cartografia.

Dopo oltre 10 anni è stata realizzata dal Dipartimento di Biologia Animale e dell’Uomo dell’Università di Roma “Sapienza” in collaborazione con la Regione Lazio una nuova cartografia, aggiornata al 2004, limitata ad una porzione della prateria antistante Marina di Tarquinia e realizzata in scala 1:5000 (Dip. BAU, 2004) mostrata in figura 2.4, molto più dettagliata rispetto alle precedenti.

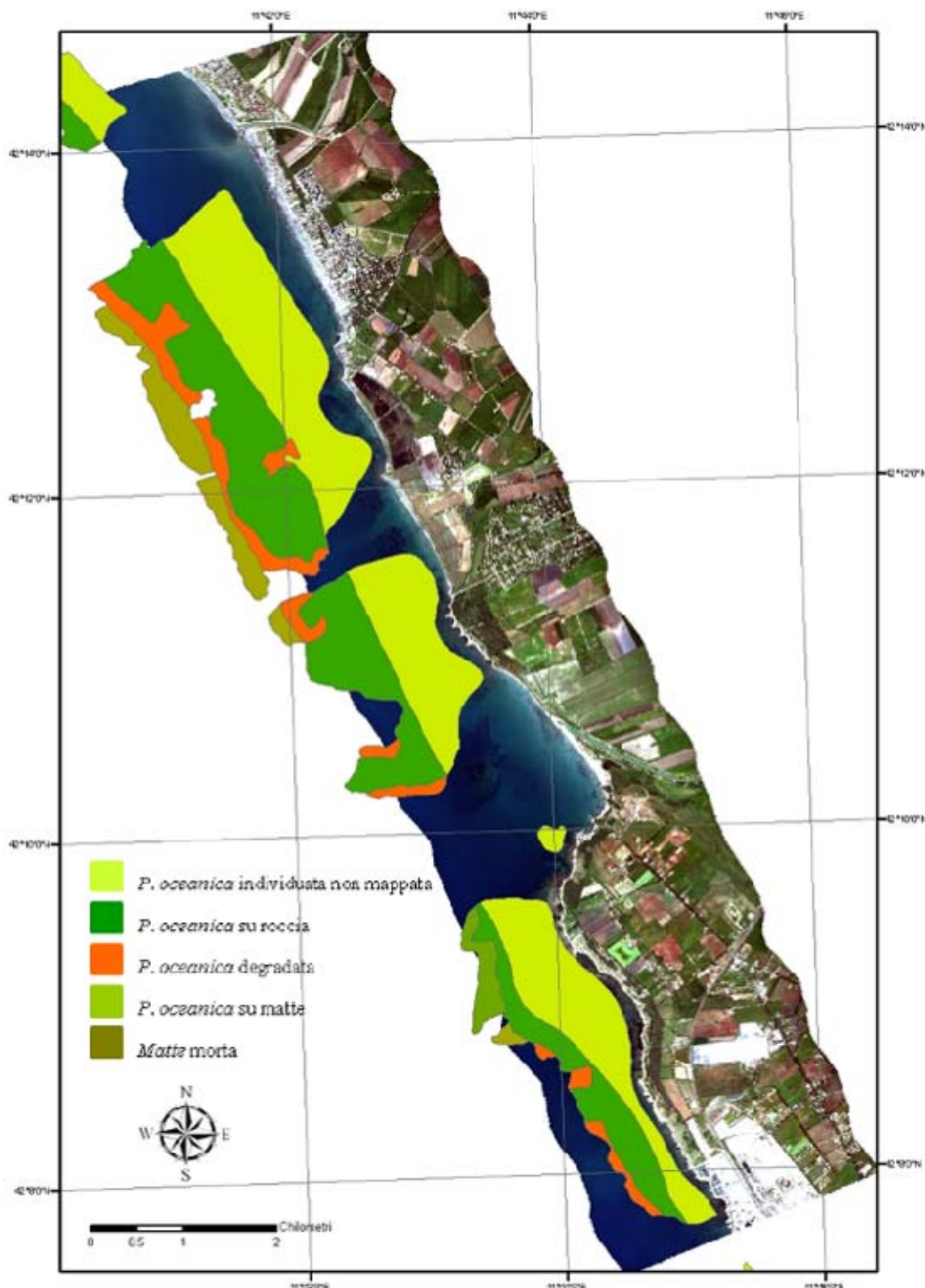


Fig. 2.3. Mappatura delle praterie antistanti Marina di Tarquinia e Sant'Agostino.(VT). Conisma e Ministero dell' Ambiente e del Territorio, 1991.

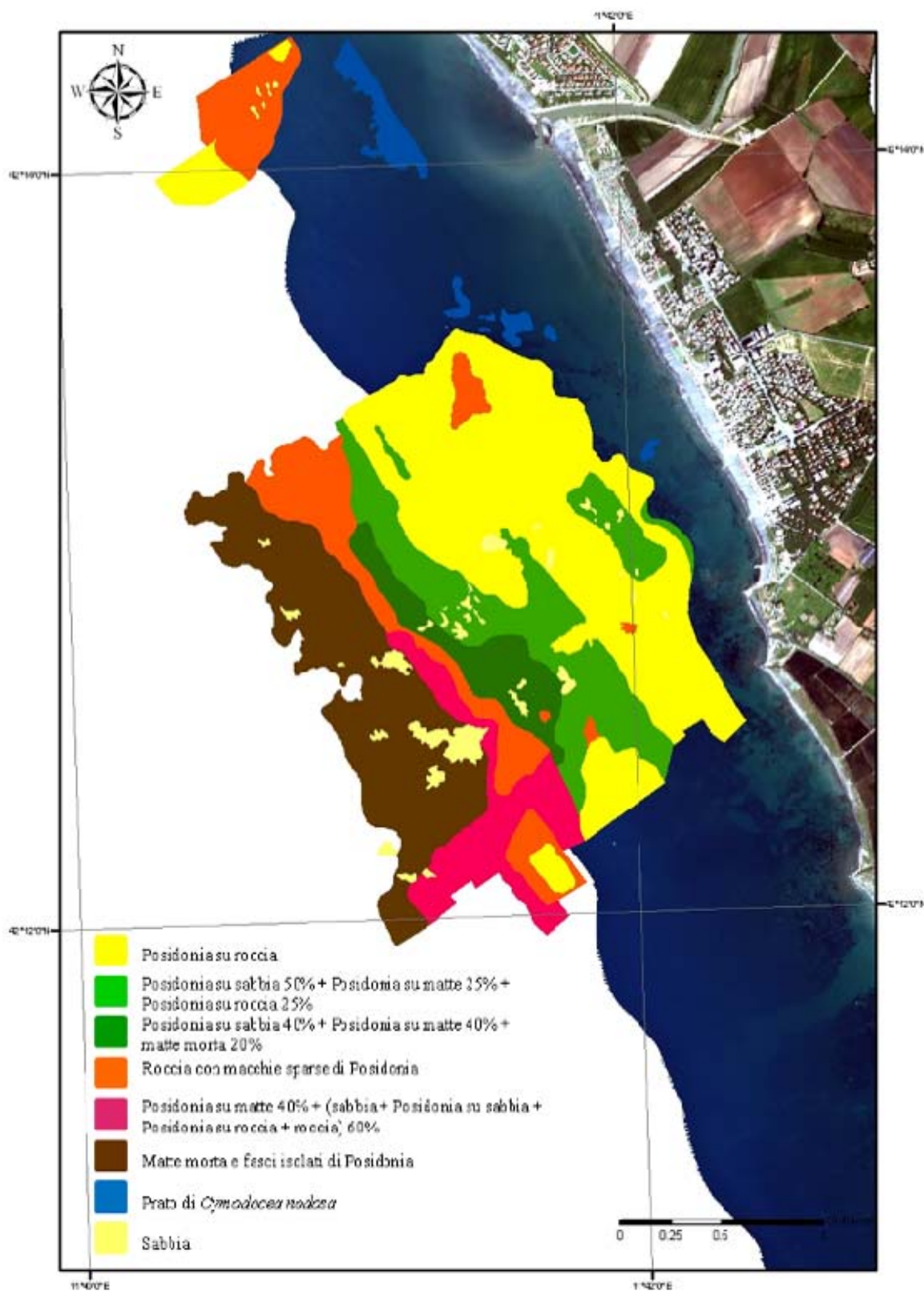


Fig. 2.4. Mappatura della prateria di *P. oceanica* antistante Marina di Tarquinia. Dip. BAU., 2004.

## 2.2 Il sensore MIVIS

Il sensore iperspettrale MIVIS (Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer) prodotto dalla ditta statunitense Daedalus, dal 1994, è di proprietà del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR). Il MIVIS è un sistema a scansione che opera con un'elevata risoluzione spaziale e spettrale facilmente adattabile a bordo di aerei e piattaforme volanti. Si tratta di uno strumento modulare costituito da 4 spettrometri che riprendono ed analizzano simultaneamente la radiazione proveniente dalla superficie terrestre nel campo del visibile, nel campo dell'infrarosso vicino (NIR), nel campo dell'infrarosso medio (MIR) ed in quello termico. Si tratta complessivamente di 102 canali nei quali i valori di radianza sono registrati in forma digitale automaticamente e simultaneamente su differenti tracce della memoria di massa collegata al MIVIS.

I 102 canali soddisfano le necessità per applicazioni avanzate in discipline scientifiche coinvolte in studi di telerilevamento quali Botanica, Agricoltura, Geologia, Geomorfologia, Pedologia, Idrologia, Oceanografia, Scienze Atmosferiche.

SPETTROMETRO	BANDE	LIMITE INF. (nm)	LIMITE SUP. (nm)	LARGHEZZA BANDA (nm)
1	1-20	430	830	20
2	21-28	1150	1550	50
3	29-92	1983	2478	9
4	93-102	8180	12700	340÷540

Tab. 2.1. Caratteristiche degli spettrometri MIVIS

Generalmente gli insiemi di dati di origine iperspettrale si compongono di circa 100 - 200 fasce spettrali di larghezze di banda relativamente strette (5-10 nm), mentre, gli insiemi di dati multispettrali si compongono solitamente di circa 5-10 fasce di larghezze di banda relativamente grandi (70-400 nm). Tali immagini sono raccolte e rappresentate in genere come un cubo di dati colorato con le informazioni spaziali raccolte nel piano X-Y e le informazioni spettrali rappresentate lungo la Z. E' così possibile associare a ciascun elemento o composto un determinato cubo caratterizzato dalle informazioni specifiche.

### 2.2.1 Struttura del MIVIS

Il MIVIS è costituito da cinque componenti distinte (Fonte web CGRit):

**Testa di scansione e spettrometro:** costituita da elementi ottici che comprendono il telescopio collimatore primario ed uno specchio rotante di scansione (posto a 45° rispetto all'asse di rotazione), dal motore-contatore che controlla la frequenza di scansione, da corpi neri di riferimento termico e da una struttura d'acciaio invar e alluminio che contiene i componenti, schermo la radiazione ottica dispersa e fornisce l'interfaccia con lo spettrometro. L'energia proveniente dalla scena e raccolta dallo specchio di scansione è focalizzata e diretta entro l'apertura Field Stop da un paraboloide. Ognuno dei corpi neri di riferimento è visto una volta per ogni rotazione dello specchio di scansione.

Lo spettrometro riceve l'energia collimata dalla Testa di Scansione e la suddivide tramite filtri dicroici all'interno di 4 spettrometri singoli. Ogni spettrometro contiene un reticolo di diffrazione, lenti ottiche, un array di sensori e l'elettronica di preamplificazione del segnale.

**Digitalizzatore:** converte i 102 segnali analogici in forma digitale a 12 bit. Questo processo è sincronizzato con la rotazione dello specchio di scansione per mezzo di segnali inviati dal contatore ottico installato nel motore di scansione. Un'altra funzione periferica del Digitalizzatore è rappresentata dalla supervisione del sistema PAS e GPS, con relativa acquisizione dati di posizione ed attitudine per consentire la rimozione successiva di distorsioni nella scena ripresa, causate dal movimento della piattaforma aerea intorno agli assi di beccheggio/imbardata.

**Distributore d'Alimentazione:** rappresenta l'interfaccia tra l'alimentazione dell'aereo ed i restanti sottosistemi del MIVIS.

**Moving Window Display e Monitor:** contiene un Monitor, un oscilloscopio digitale ed un invertitore di potenza. Il Monitor riceve le immagini dal Digitalizzatore per il monitoraggio di due canali selezionabili.

**Registratore VLDS (Very Large Data Store):** consente la registrazione di dati digitali su nastro magnetico VHS ad alta velocità di grandi quantità di dati. La versione VLDS utilizzata per il MIVIS è provvista di un buffer che permette il trasferimento di dati ripresi a diverse velocità di scansione. Il Registratore VLDS registra i dati per la successiva analisi, archiviazione e distribuzione.



**Post-Elaborazione:** Il dato sorgente viene poi processato a terra utilizzando una opportuna stazione di decommutazione ed un software opportuno; in questa fase sono eliminati eventuali rumori sistematici introdotti accidentalmente ed il dato sorgente viene calibrato radiometricamente; utilizzando sia i dati provenienti dalle sorgenti di riferimento del sensore registrati durante il volo, sia i dati della calibrazione effettuata al banco di taratura prima dell'effettuazione delle riprese. Alla fine del processo si ottengono valori definitivi di radianza al sensore moltiplicati per il fattore  $10E+9$  ed espressi in  $W/cm^2*sr*nm$  (per la bande comprese tra la 1 e la 92, visibile ed infrarosso vicino e medio). I dati calibrati radiometricamente per i canali dal 93 al 102 sono espressi in temperature al sensore moltiplicate per un fattore 10 ( $^{\circ}C$ ), calcolati con un'interpolazione lineare tra i valori di riferimento dei due corpi neri.



Fig.2.5. Il sensore MIVIS (Sensytech, 2000)



## **SPECIFICHE TECNICHE**

### **CAMPO DI VISTA ISTANTANEO (IFOV)**

2.0 milliradiani

### **CAMPO DI VISTA DIGITALIZZATO**

71.059°

### **VELOCITA' DI SCANSIONE (scan/sec)**

25, 16.7, 12.5, 8.3, 6.25

### **CORREZIONE DEL RULLIO AEREO**

I dati in uscita sono corretti fino a  $\pm 15^\circ$  di rollio

### **POTENZA RICHIESTA**

$28 \pm 3$  VDC, 80 ampere massimo

### **SORGENTI TERMICHE DI RIFERIMENTO**

Due corpi neri di riferimento selezionati a  $-15^\circ$  e  $+45^\circ$  rispetto alla temperatura della testa dello scanner (limite superiore di  $80^\circ\text{C}$ )

### **PAS (POSITION AND ATTITUDE SENSOR)**

Costituito da ricevitore GPS per la determinazione della posizione e velocità della piattaforma aerea, giroscopio per la determinazione del rollio e beccheggio, sistema per la determinazione delle variazioni della piattaforma aerea intorno all'asse di imbardata, bussola per il controllo della rotta dell'aereo.

### **DISPLAY DELL'IMMAGINE**

9" CRT (755 pixel nella finestra in continuo movimento, RS-170/CCIR uscita)

### **PRECISIONE DELLA DIGITALIZZAZIONE**

Digitalizzazione dei dati in 12 bit per pixel,  $\pm 1$  bit significativo

### **REGISTRAZIONE DEI DATI**

Sistema di registrazione computer-interfacciato su registratore bufferizzato VLDS (Very Large Data Store)

Cassette di registrazione T-120

10.2 Gb di capacità per nastro

### **TEMPO DI REGISTRAZIONE PER NASTRO**

42 minuti minimo, usando le cassette raccomandate 16822803-120 (25 scan/sec e operazione a 102 canali).

Il tempo di registrazione aumenta al diminuire della velocità di scansione.

### **INGOMBRI**

La testa dello scanner è alta 67 cm, larga 52 cm e profonda 72 cm. L'elettronica è alta 102 cm, larga 48 cm e profonda 61 cm. Il peso totale del sistema è di 209 Kg

Tab.2.2. Caratteristiche tecniche del sensore MIVIS (Sensytech, 2000).

### *2.2.2 Applicazioni del sensore MIVIS in ambito biologico*

Il MIVIS è un sensore che presenta un'elevatissima risoluzione spettrale e spaziale. La sua risoluzione al suolo varia in funzione della quota di volo e può spingersi fino a 3 metri, rendendo possibili alcune tipologie di analisi altrimenti precluse. Tra queste possono essere citate la stima di parametri strutturali (altezza delle piante, L.A.I.) e funzionali (contenuto fogliare di pigmenti fotosintetici, amido, lignina ecc...) della vegetazione, stime quantitative (in presenza di alcune misure rilevate al suolo) o qualitative (in loro assenza) di parametri funzionali quali: a) produttività primaria lorda, b) contenuto fogliare di clorofilla a, b e carotenoidi, c) contenuto fogliare di lignina, amido, azoto e acqua, d) temperatura superficiale fogliare, e) contenuto fogliare d'acqua. Si tratta sempre di trovare la funzione migliore che lega l'informazione spettrale del sensore (variabile indipendente) al parametro vegetazionale di interesse.

Una delle più importanti applicazioni del telerilevamento è l'analisi, mediante algoritmi di change detection (rapporto e differenza tra immagini, componenti principali, composizioni in falso colore), delle variazioni temporali intercorse nel territorio. Questi studi possono interessare diversi aspetti come le modifiche dell'uso reale del suolo, di parametri strutturali e funzionali della vegetazione, del grado frammentazione e vulnerabilità del paesaggio. Disponendo di immagini telerilevate della stessa area in tempi diversi, è possibile utilizzare algoritmi in grado di estrapolare le regole secondo cui il territorio si è evoluto per poi utilizzarle allo scopo di modellizzare i probabili sviluppi futuri.

Relativamente agli ambienti acquatici, le applicazioni sono principalmente: a) mappature di specie macroalgali e fanerogame, b) pattern spaziale (variabilità spaziale locale mediante finestre mobili, transetti e semivariogrammi) della distribuzione di fanerogame e macroalgae, c) stime quantitative (pixel per pixel) del carico di solidi sospesi e clorofilla ( $\text{mg}/\text{m}^2$ ), d) pattern spaziali del carico di solidi sospesi, e) stime della temperatura superficiale delle acque, f) stima ( pixel per pixel) della profondità del disco di Secchi (infiltrazione luminosa).

### ***2.3 Il sensore Hawk Eye II LiDAR***

Il Hawk Eye LiDAR II (Light Detection And Ranging) è un sensore aerotrasportato attivo che utilizza un fascio laser come mezzo di indagine della superficie terrestre (Karlsson; Hickman and Hogg, 1969; Guenther and Goodman, 1979; Penny and Phillips, 1981; Guenther, 1985; Muirhead and Cracknell, 1986; Guenther, 1989; Estep, 1993). Il raggio laser emesso va a interagire con la superficie terrestre: una parte è diffusa o assorbita dall'ambiente, l'altra è riflessa (backscatter) nella direzione dell'impulso di input, tornando quindi al sensore. La differenza di tempo calcolata tra il segnale emesso e il segnale ricevuto rende possibile il calcolo della distanza coperta, essendo la velocità della luce conosciuta. Inoltre, conoscendo la precisa altitudine dell'aereo, è poi possibile determinare l'altimetria, o la batimetria, in ciascun punto in cui è stata ricevuta la radiazione.

La ragione per cui il LiDAR è diventato uno strumento di punta nello studio degli ambienti costieri è principalmente la sua capacità di coprire in poco tempo aree ampie, che sarebbero altrimenti di difficile monitoraggio attraverso l'utilizzo di strumenti tradizionali (Fig. 2.6). Grazie alla grande frequenza degli impulsi il grado di copertura raggiunto è molto alto, tipicamente di circa 20 km<sup>2</sup>/h e 50 km<sup>2</sup>/h per le modalità rispettivamente idrografiche e topografiche. Per la zona di marea questo è cruciale, proprio per la ristretta finestra temporale in cui è indagabile. Nessun sistema riesce a raggiungere un tasso di copertura comparabile. Il LiDAR topografico può essere utilizzato come complemento alle tecniche di rilevamento acustico. Infatti, mentre i sistemi multibeam hanno rivoluzionato l'acquisizione di dati batimetrici nelle acque di medie e grandi profondità, e sono molto meno efficaci nelle acque poco profonde, i sistemi LiDAR sono stati disegnati appositamente per indagare gli ambienti poco profondi e possono fornire informazioni ad alta densità e precisione anche nelle acque più superficiali (Guenther, 2000).



Fig. 2.6. Illustrazione della differente capacità di copertura dei sistemi LiDAR aviotrasportati e dei sistemi acustici montati su imbarcazione. Da Banic and Cunningham (1998) (sinistra) e Guenther et al. (2000) (destra).

Il dato LiDAR fornisce un'informazione tridimensionale ( $x$ ,  $y$ ,  $z$ ) georiferita, chiamata comunemente Modello Digitale di Elevazione (DEM). Essendo le nuvole di punti molto dense si possono individuare anche strutture come costruzioni, strutture rocciose, vegetazione, ecc. Viene consegnato inoltre un dato di intensità di riflettenza che può essere utilizzato per distinguere la natura del substrato indagato.

I componenti principali del sensore LiDAR sono:

- un Laser scanner (*Light Amplification by Stimulated Emission of Radiation*);
- un telescopio che consente le misure di backscatter e le acquisizioni delle componenti elettroniche ed elettro-ottiche.

La posizione assoluta del LASER scanner è assicurata da un ricevitore GPS (Global Position system) e da un Sistema Inerziale di Navigazione (INS). Il sistema GPS utilizza una cinematica differenziale. Con un ricevitore montato sull'aereo ed una o più stazioni a terra. Il ruolo del sistema integrato GPS/INS è quello di fornire la posizione  $x$ ,  $y$ ,  $z$ , correggendo ciascuno i difetti sistematici dell'altro. L'ampiezza dello *swath* è tipicamente la metà dell'altezza di volo, che si aggira generalmente attorno ai 500 m di altezza. La densità dei punti misurati varia dai 3x3 m ai 5x5 m. Il nostro rilievo è stato effettuato con una risoluzione a terra di 3x3 m e in mare di 4x4 m.

Il rilievo effettuato ha previsto infatti l'utilizzo accoppiato di due differenti sistemi LiDAR, uno topografico per la parte emersa, ed uno batimetrico per la parte sommersa, che attuano in modo simultaneo, montati sullo stesso aereo (Fig.2.7, Tab. 2.3) (Guenther et al., 1998; Irish et al., 2000; Wozencraft and Lillycrop, 2003).

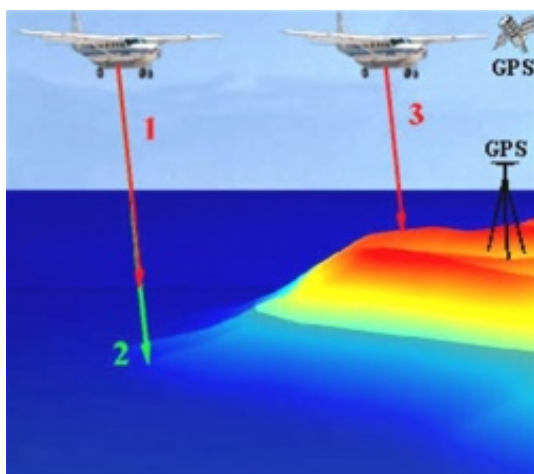


Fig.2.7. Immagine esplicativa del funzionamento sequenziale dei sensori LiDAR accoppiati batimetrico (segnale 1 e 2) e topografico (3), insieme al sistema GPS associato.

#### LiDAR HawkEye II :

Frequenza LiDAR topografico 64,000 Hz  
 Frequenza LiDAR batimetrico 4,000 Hz  
 Un raggio laser infrarosso e un raggio laser verde  
 Accuratezza orizzontale/verticale (terreno): 0.25 m/0.5 m  
 Accuratezza orizzontale/verticale (mare): 0.5 m/5 m  
 (IHO Order 1)  
 Massima profondità: 60 m  
 Abbracciamento: 240 m  
 Sistema di posizionamento e navigazione: Applanix POS  
 AV 410 GPS/IMU

Tab.2.3. Specifiche tecniche del sensore LiDAR HawkEye II utilizzato.

Il LiDAR topografico lavora nel range dell'infrarosso tra i 1047 e i 1540 nm (Populus et al. 2001). Il LiDAR batimetrico invece lavora su due impulsi a diversa lunghezza d'onda: un infrarosso, a 1064 nm, che non penetra la superficie dell'acqua, e un verde, a 532 nm, che viaggia attraverso le superfici aria-acqua fino a raggiungere il fondo, per essere poi riflesso (Karlsson). Un sensore ricevitore ottico capta gli impulsi di ritorno sia dalla superficie del mare che dal fondo. La profondità può essere calcolata dalla differenza nei tempi di ritorno di questi due impulsi, dopo aver preso in considerazione la geometria del sistema operante, gli errori nella propagazione del laser e l'effetto delle onde e delle maree (Fig. 2.8).

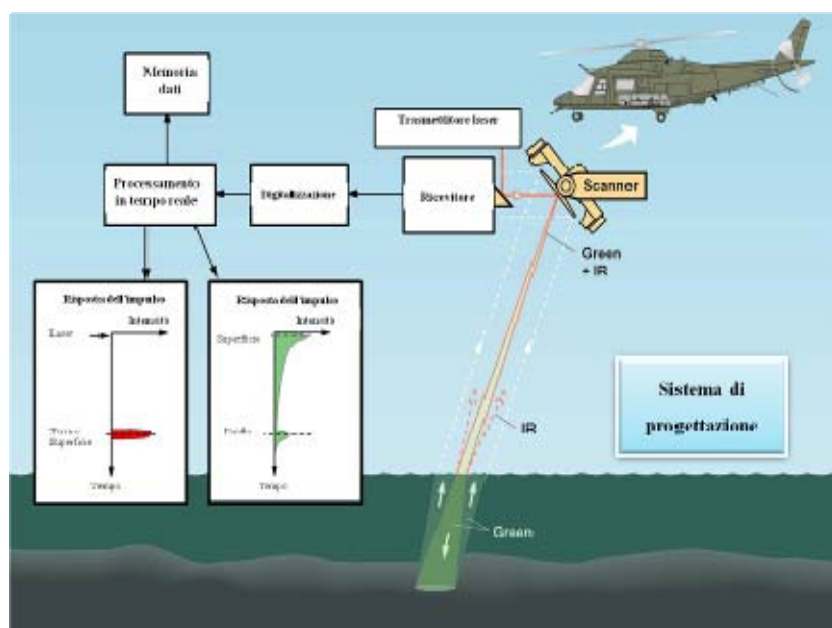


Fig. 2.8. Rappresentazione grafica del sistema di funzionamento del sensore LiDAR Hawk Eye II.

La luce viaggia nella colonna d'acqua e viene riflessa dal fondo, ma come succede anche per i sistemi ottici, in questo doppio percorso di andata e ritorno al sensore, la luce subisce eventi di scattering, assorbimento e riflessione che, in un effetto combinato, limitano la forza del segnale di ritorno, e perciò la profondità massima raggiunta dal sistema. La profondità raggiunta è funzione della trasparenza dell'acqua ed è generalmente uguale a 3 volte il valore di trasparenza misurato dal disco di Secchi (Smith et al., 2000), ma dipende contemporaneamente dalla capacità di riflessione del substrato.

La profondità massima tipicamente raggiunta dai sistemi LiDAR è di 40-50 m in acque oligotrofiche. Generalmente i sistemi LiDAR non sono applicabili ad acque a moderata-elevata torbidità cronica. Nelle acque in cui vi è una torbidità variabile è conveniente scegliere il periodo e la zona in cui le condizioni sono più favorevoli, per ottenere un risultato ottimale.

### *2.3.1 Applicazioni del sensore Hawk Eye II LiDAR in ambito biologico*

I sensori LiDAR sono ampiamente utilizzati in ambiente terrestre come strumento di mappatura degli habitat (Goodwin et al., 2007; Lee e Lucas, 2007) in cui vengono generalmente impiegati per studiare la densità delle foreste e parametri strutturali quali ad esempio l'altezza degli alberi e il tipo di foresta (Goodwin et al., 2007), per analizzare lo stato di salute e la fitofenologia (Lee e Lucas, 2007). Diversi risultano anche gli studi da remoto condotti sulla vegetazione delle dune costiere come ad esempio quelli condotti rispettivamente lungo le coste centrali del Texas (Paine et al., 2004) e del Molise (Acosta et al., 2005) che hanno evidenziato l'utilità, la rapidità e l'efficacia del rilevamento da remoto per la stima dell'altezza delle dune costiere e della copertura vegetale. In entrambe gli studi il confronto tra i dati telerilevati e le misure di campo è risultato fondamentale per la validazione dell'interpretazione dei dati dimostrando che il solo rilevamento da remoto potrebbe portare degli artefatti nella stima della quota effettiva del sistema dunale, proprio a causa della presenza di una fitta copertura vegetale (Paine et al., 2004).

In ambiente marino costiero il LiDAR batimetrico, ed in particolare l'Hawk Eye, è uno strumento ampiamente utilizzato per gli studi sulla vegetazione bentonica, sulla clorofilla, per il monitoraggio del fitoplancton (Barbini et al., 1998; Nieke et al., 1997; Liu et al., 2008), dello zooplancton (Brown et al., 2002) e dei banchi di pesci (Brown et al., 2002; Churnside et al., 2003; Carrera et al., 2006; Tenningen et al., 2006). E' inoltre utilizzato

per monitorare l'espansione urbana nelle zone costiere, versamenti di oli e gas, l'erosione delle coste e le correnti marine (Karlsson; Cunningham et al., 1998; Sinclair, 1999; Irish et al., 2000; Wellington, 2001).

Per quel che riguarda il monitoraggio del fitoplancton (Barbini et al., 1998), in uno studio condotto in laboratorio su colture algali di campioni prelevati lungo le coste italiane del Nord Adriatico e del Nord Tirreno, è stato dimostrato che è possibile caratterizzare diverse associazioni algali attraverso misure di fluorescenza laser-indotta. Tale studio ha dimostrato la possibilità di impiegare i sistemi di rilevamento basati su sensori laser per il monitoraggio della distribuzione spaziale di diversi taxa algali anche per fini previsionali sui bloom algali. Secondo questo studio il *LiDAR-fluorosensor system*, combinando l'emissione di clorofilla con altri pigmenti, permetterebbe di mappare la distribuzione spaziale dei vari taxa algali anche su una scala molto ampia. In uno studio condotto nel golfo di St. Lawrence (Quebec) e in una baia a sud della penisola Liaodong, è stata dimostrata l'efficacia dell'impiego della tecnologia LiDAR per stimare la concentrazione superficiale di clorofilla *a* in ambienti costieri (Nieke et al., 1997, Liu et al., 2008).

La tecnologia LiDAR, utilizzata negli studi sullo zooplancton e sui banchi di aringhe (Brown et al., 2002) nel nord Pacifico, così come gli studi condotti in Florida (Churnside et al., 2003) e nella Baia di Biscay (Carrera et al., 2006) su alcuni banchi di pesce e nelle acque della Norvegia sui banchi di *Scomber scombrus* (Tenningen et al., 2006), generalmente permette di valutare la distribuzione spaziale di tali organismi e i loro modelli di aggregazione, indubbiamente importanti per meglio comprendere la variabilità biologica e temporale di tali aggregazioni. Numerosi sono anche gli studi relativi alla topografia e complessità (i.e. rugosità) delle colonie di coralli (Torres Pulliza, 2004; Brock et al., 2006) e quelli relativi alla mappatura delle praterie di *Posidonia oceanica* (Thiago et al., 2008). La mappatura delle foreste di mangrovie per ottenere dati di altezza e biomassa effettuata nel Parco Nazionale degli Everglades (Florida) con il LiDAR da Simard et al., 2006 e quella delle praterie di *P. oceanica* (Thiago et al., 2008) con la stessa tecnologia sono pratiche ampiamente utilizzate ai fini della tutela e della gestione di questi habitat costieri.

Per incrementare l'accuratezza del rilevamento da remoto, generalmente il LiDAR viene accoppiato a sistemi iperspettrali (Lee, 2003). Nell'ambiente marino costiero tali sistemi vengono normalmente impiegati per rilevare le caratteristiche topografiche, batimetriche e sedimentologiche di un fondo (Mélédér et al., 2007). La conoscenza di queste caratteristiche strutturali del fondo e lo stretto legame esistente tra i popolamenti bentonici

e il fondo stesso consentirebbe di predire, con buona approssimazione, la tipologia di popolamento presente e permetterebbe quindi la redazione di mappe di distribuzione di probabilità di tali popolamenti (Populus et al., 2004).

L'impiego di questa tecnologia è in via di sperimentazione e, al fine di validare il dato ottenuto, i diversi studi che sono stati condotti hanno previsto in parallelo un campionamento in mare (Populus et al., 2004) o hanno fatto riferimento a dati bibliografici (Chust et al., 2008; Van der Wal et al., 2008).



## 2.4 Campagna di acquisizione dati

### 2.4.1 Acquisizione dati telerilevati

Il rilievo aereo che ha previsto l'acquisizione contemporanea di dati da remoto tramite sensori iperspettrale e LiDAR (ISPRA, 2009b) è stato eseguito nei giorni 8-9 maggio 2009, in prima mattinata, utilizzando un aeromobile ad ala fissa (modello Rockwell Commander N-690 CL) caratterizzato dalla presenza di due distinte botole che hanno consentito di allocare i due strumenti per la presa.



Fig. 2.9 - Aeromobile CGR CASA 212 C utilizzato per la campagna di acquisizione LiDLAZ.

Il rilievo ha interessato 37 km<sup>2</sup> di costa, nel tratto compreso fra il confine regionale con la Toscana e le località di Sant'Agostino (VT).



Fig. 2.10. Ubicazione dell'area di rilievo.

Il rilievo dell'area costiera d'interesse ha previsto 32 sorvoli aerei ed è stato realizzato ad una velocità di 150 nodi (circa 290 km/h) e ad una quota variabile: circa 450 m per il sensore LiDAR e 1500 m per l'acquisizione del sensore MIVIS (nadirale). Alla quota di 450 m è stata effettuata un'ulteriore acquisizione con sensore MIVIS, contemporanea alla presa LiDAR, con sensore inclinato rispetto alla normale al target indagato (*slant range*). Durante l'acquisizione le condizioni meteo al contorno sono state buone, sia in termini di illuminazione che di stabilità del velivolo.

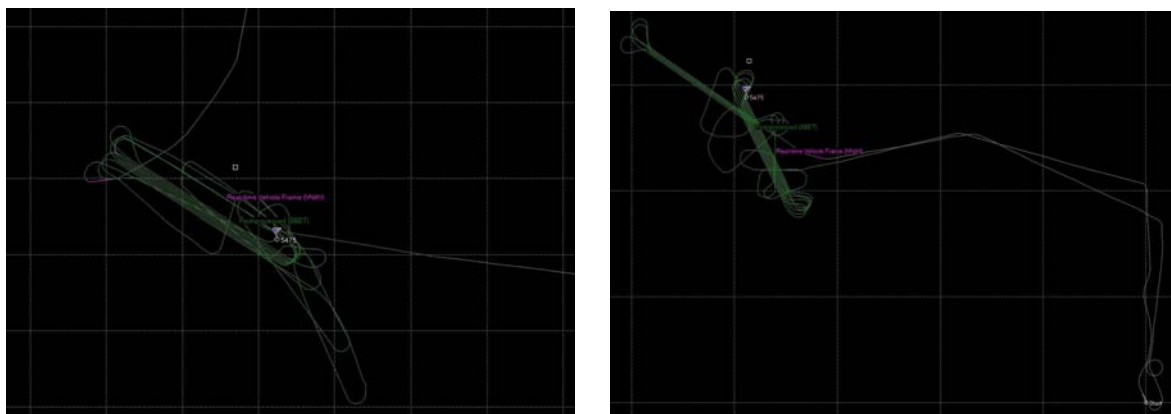


Fig. 2.11 – Piani di volo dei giorni 8 e 9 maggio (per gentile concessione della Regione Lazio).

L'acquisizione ha garantito:

- copertura del suolo con una distanza media fra i punti misurati pari a 0.9 m sul terreno e 3 m sul mare;
- una sovrapposizione dei voli tale da assicurare copertura integrale delle aree d'interesse;
- per il sensore LiDAR una scansione di acquisizione a 64 khz (topografico) e fra 1 e 4 khz (batimetrico); per il sensore MIVIS 25 scansioni/secondo;
- la realizzazione di un modello digitale di elevazione con risoluzione:
  1. pari a 3m x 3m per la zona emersa;
  2. pari a 4m x 4m per il fondo del mare.
- la realizzazione di un'immagine iperspettrale con la risoluzione spaziale di 3x3 m, e una risoluzione spettrale di 102 canali nel range del VIS-termico (0.433-12.70  $\mu\text{m}$ ).

Nella figura 2.12 è riportata l'immagine che descrive la porzione emersa e sommersa della porzione di territorio rilevato nella campagna di acquisizione.

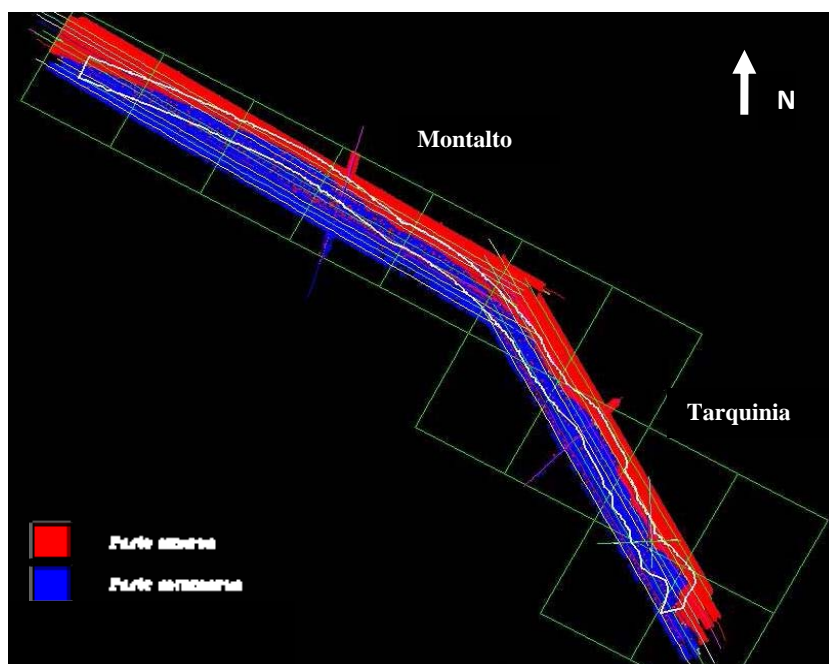


Fig. 2.12. Copertura rilievo nel tratto costiero indagato (per gentile concessione della Regione Lazio).

I parametri geodetici di riferimento utilizzati per il progetto sono riportati nella tabella sottostante:

<b>Datum Orizzontale:</b> European Terrestrial Reference Frame 1989 (ETRF89)
<b>Proiezione:</b> Universale Trasversa di Mercatore (UTM)
<b>Zona:</b> 32 North (Montalto) 33 North (Torre)
<b>Meridiano Centrale:</b> 9° 00' 00" E
<b>Falso Est:</b> 500 000 m
<b>Falso Nord:</b> 0m
<b>Fattore di scala:</b> 0.9996
<b>Datum Verticale:</b> WGS84 (GRS80) ellissoide

Tabella 2.4. Parametri geodetici di acquisizione.

La posizione e l'assetto del velivolo e della strumentazione è stata determinata mediante un sistema inerziale, associato ad un Differential GPS (DGPS-dual frequency). I dati di bordo sono stati registrati dal sistema Applanix POS AV 410.

#### 2.4.2 Acquisizione dati di campo

In concomitanza con il sorvolo aereo, sono stati acquisiti sul campo, direttamente da personale ISPRA, una serie di dati inerenti la batimetria e la torbidità dell'acqua, dati necessari per la validazione ed eventuale correzione dei dati acquisiti da remoto.

Riguardo i dati batimetrici sono state acquisite delle aree di controllo (circa 10m x 10m con punti acquisiti ogni metro) necessarie ad una preliminare valutazione della bontà del segnale acquisito da remoto (può infatti verificarsi che il segnale ottenuto sia totalmente fuori scala). Tali aree-test sono state rilevate in data 12 maggio 2009 nella zona di Marina di Tarquinia (Fig.2.10).

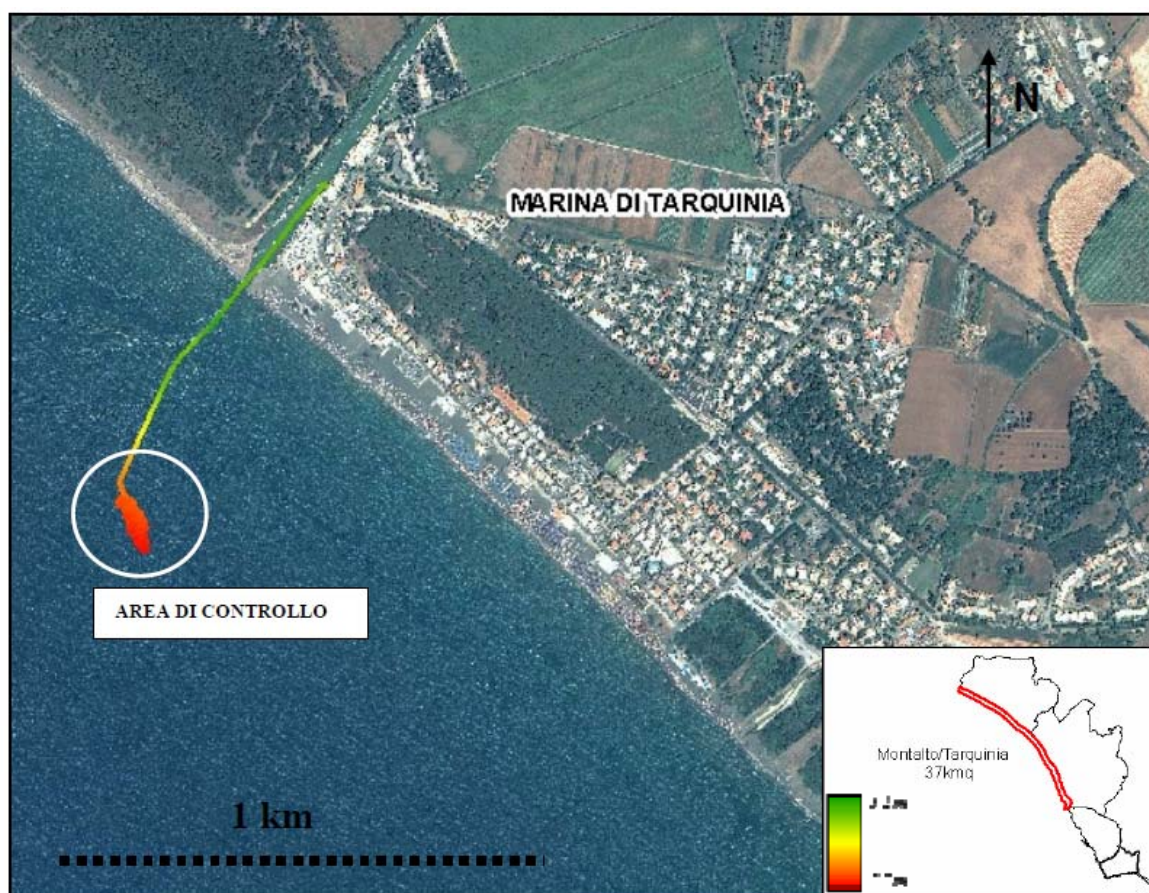


Fig. 2.13 – Area di controllo batimetrica nel tratto costiero Montalto/Tarquinia.

L'acquisizione dei dati batimetrici è stata effettuata mediante un ecoscandaglio a colori a singola frequenza (200 o 50 khz), modello 'FURUNO' FCV-600L, che consente di mostrare le condizioni sottomarine in 16 colori (compreso lo sfondo), su uno schermo LCD e 6 pollici TFT (*Thin Film Transistor*).

L'ecoscandaglio FCV-600L determina la distanza fra il suo trasduttore ed il fondo marino mediante l'emissione di onde ultrasoniche che si propagano nell'acqua ad una velocità di 1500 metri al secondo. Quando un'onda sonora colpisce il fondo, rimbalza e torna alla sorgente segnale stesso. Pertanto, per ottenere la distanza dal fondo, basta captare l'eco di ritorno e calcolare il tempo trascorso nel suo viaggio verso il fondo e viceversa.

Tutti i dati batimetrici sono stati corretti in modalità differenziale. Sono state inoltre apportate le correzioni di *offset* e di marea.

Le misure di torbidità dell'acqua sono state condotte mediante Disco Secchi. La profondità del Disco Secchi è il valore di profondità a cui un disco bianco di 30 cm di diametro scompare dalla vista. Il valore rilevato il giorno 7 Maggio 2009 era di circa 6 m per l'area Montalto/Tarquini.



### 2.4.3 Acquisizione di video subacquei tramite telecamera

Il 29 Aprile 2010 sono stati registrati diversi transetti video subacquei nella zona antistante Marina di Tarquinia e Punta di Quaglia (VT), con lo scopo di supervisionare il fondo marino ed in particolare la prateria di *P. oceanica* ivi presente, ed individuare aree omogenee abbastanza estese da poter essere usate a supporto e guida delle analisi di elaborazione delle immagini. Si è cercato di coprire un ampio range batimetrico e di registrare un'ampia varietà di target.

La telecamera subacquea è stata posizionata su un gommone (Fig. 2.14) e calata in punti di particolare interesse e/o di buona trasparenza dell'acqua, registrando le coordinate in intervalli temporali brevi lungo i transetti, ed in punti di particolare interesse. Le immagini registrate venivano visualizzate in contemporanea alla ripresa su uno schermo di un computer portatile collegato alla telecamera. La supervisione in contemporanea ci ha permesso di descrivere, su lavagnette appositamente create, aree particolarmente interessanti e registrare porzioni di fondo omogenee particolarmente ampie, ed eterogenee tra di loro. Questo allo scopo di avere aree di controllo abbastanza ampie ed omogenee utili per un confronto con i dati iperspettrali, e di avere una panoramica generale delle tipologie di fondo presenti nella zona.



Fig. 2.14. Videocamera subacquea e parte della strumentazione utilizzata sul gommone durante la campagna.



Fig. 2.15 - Zoom sulla porzione dell'area di studio indagata tramite telecamera subacquea. I transetti video subacquei sono mostrati in arancione e numerati da 1 a 9.

## ***2.5 Elaborazione dei dati ed interpretazione***

### ***2.5.1 Pre-processing dati MIVIS***

Prima di essere utilizzate per l'interpretazione le immagini richiedono una fase di pre-trattamento che consiste in una serie di procedure atte a correggere gli errori e le distorsioni introdotte durante l'acquisizione e la trasmissione dei dati. Tali procedure comprendono la correzione geometrica, radiometrica ed atmosferica dei dati.

#### **2.5.1.1 Correzioni geometriche**

Le correzioni geometriche consistono in una serie di processamenti del dato acquisito volti ad eliminare le deformazioni spaziali introdotte dal sistema di ripresa e a generare una nuova immagine con le proprietà di scala e di proiezione di una rappresentazione cartografica.

I principali tipi di deformazioni spaziali che interessano le immagini sono dovuti ad una serie di fattori, legati alle relazioni geometriche del sistema sensore-piattaforma-bersaglio, come le caratteristiche di acquisizione dei sistemi a scansione, come l'ampiezza del IFOV (*Istantaneous Field of View*, definisce la risoluzione geometrica di un'ottica) e la ripresa non nadirale (distorsione panoramica), la curvatura della Terra e la presenza del rilievo della superficie terrestre e le variazioni di posizione della piattaforma come l'assetto (beccheggio, rollio, imbardata), la velocità e l'altezza.

Per la correzione geometrica delle deformazioni spaziali presenti nelle immagini digitali esistono due differenti approcci:

- *Metodi analitici* : consistono nell'analizzare il processo fisico-geometrico di generazione dell'immagine ed usare questo modello per ricavare le formule di correzione. Questi metodi parametrici consentono di correggere gli errori dovuti al sistema di acquisizione (satellite, sensore, ecc.) e agli effetti di osservazione della Terra (rotazione e curvatura terrestre, rilievo, ecc.), cioè quei fenomeni che sono di natura ben definita, i loro effetti sulla geometria dell'immagine sono prevedibili e si mantengono costanti nel tempo.

I metodi analitici in genere vengono usati per correggere geometricamente immagini satellitari a bassa risoluzione (AVHRR, Meteosat, ecc.), ovvero immagini che vengono



utilizzate in applicazioni a scale continentali in cui si richiede la rapida elaborazione di molte immagini e in cui la presenza nuvolosa o di ampie superfici marine è comune.

○ *Metodi sintetici* : consistono nel determinare una relazione matematica fra le coordinate dei pixel dell'immagine e le coordinate dei punti corrispondenti sulla superficie detti punti di appoggio a terra (GCP - Ground Control Points), indipendentemente dalla natura e dal tipo di deformazione presente nell'immagine. La procedura di correzione geometrica tramite GCP si realizza in 3 fasi distinte:

1. Identificazione dei GCP, come oggetti piccoli ma di alto contrasto in modo da essere ben identificabili e localizzabili sulle immagini e sulla carta;
2. Definizione delle funzioni di mappatura: dopo che i GCP sono stati identificati nell'immagine (coordinata riga-colonna  $r,c$ ) e nella cartografia (coordinate cartografiche  $x,y$ ), le coppie di coordinate usate per definire due funzioni di trasformazione  $f$  e  $g$  che, a partire dalla posizione riga-colonna  $(r,c)$  di un pixel nell'immagine, consentono di ottenere il corrispondente punto di coordinate  $(x,y)$  sulla cartografia:  $x = f(r,c)$ ;  $y = g(r,c)$

E' pratica comune utilizzare un generico modello di tipo polinomiale come funzioni di mappatura.

3. Applicazione a tutta l'immagine delle funzioni di mappatura. Questa fase, detta di deformazione dell'immagine (image warping), permette la costruzione sulla cartografia di una griglia formata da celle i cui centri rappresentano i pixel dell'immagine corretta. Una volta costruita la struttura geometrica della nuova immagine, resta da assegnare il valore radiometrico alle nuove celle, attraverso tecniche di ricampionamento radiometrico.

A proposito dell'utilizzo dei GCP Malther (1999) sottolinea la necessità di soddisfare tre condizioni essenziali per garantire un'accurata correzione geometrica: 1. il numero di punti individuati deve essere appropriato per consentire l'applicazione della trasformazione dell'immagine: maggiore è l'ordine del polinomio interpolante che si sceglie di utilizzare, maggiore dovrà essere il numero complessivo di GCP; 2. i punti devono essere distribuiti in maniera diffusa su tutta l'area rappresentata nell'immagine. Questa è una condizione non sempre attuabile quando, come nel caso dell'area costiera osservata, una cospicua parte dell'immagine è occupata dal mare o da specchi d'acqua dove sono praticamente assenti punti fissi da usare come riferimento; 3. non ci deve essere una sostanziale differenza tra la data di acquisizione dell'immagine e quella di individuazione dei

punti di controllo a terra, in quanto risulta poco affidabile il riconoscimento di punti in corrispondenza di caratteristiche morfologiche soggette a rapidi e, come aree di bordo che sono periodicamente sommerse dalle maree e possono risultare “mascherate” dall’acqua in occasione dell’effettuazione della ripresa a distanza.

Le tecniche sintetiche si applicano alle immagini ad alta risoluzione (MIVIS, Landsat, Ikonos, ecc.) che sono utilizzate in applicazioni a scala regionale o locale, in cui si richiede quindi una grande precisione.

La correzione geometrica delle immagini MIVIS è stata realizzata direttamente dalla BLOOM-CGR, utilizzando la rete di stazioni GPS fisse presenti sul territorio. Per l’area rilevata è stata presa una stazione di riferimento (in un intorno massimo di 40 km) dalla quale sono stati ottenuti file RINEX alla frequenza di 1 Hz e 1 secondo di intervallo.

Un ulteriore controllo dell’accuratezza del posizionamento e quindi dei dati acquisiti è stato ottenuto mediante l’acquisizione di punti a terra, con metodologia GPS RTK, in una serie di aree pianificate e distanziate di 20 km circa l’una dall’altra lungo la linea di costa e in due aree nell’entroterra, posizionate nelle vicinanze delle stazioni di riferimento precedentemente descritte (Figura 2.10).

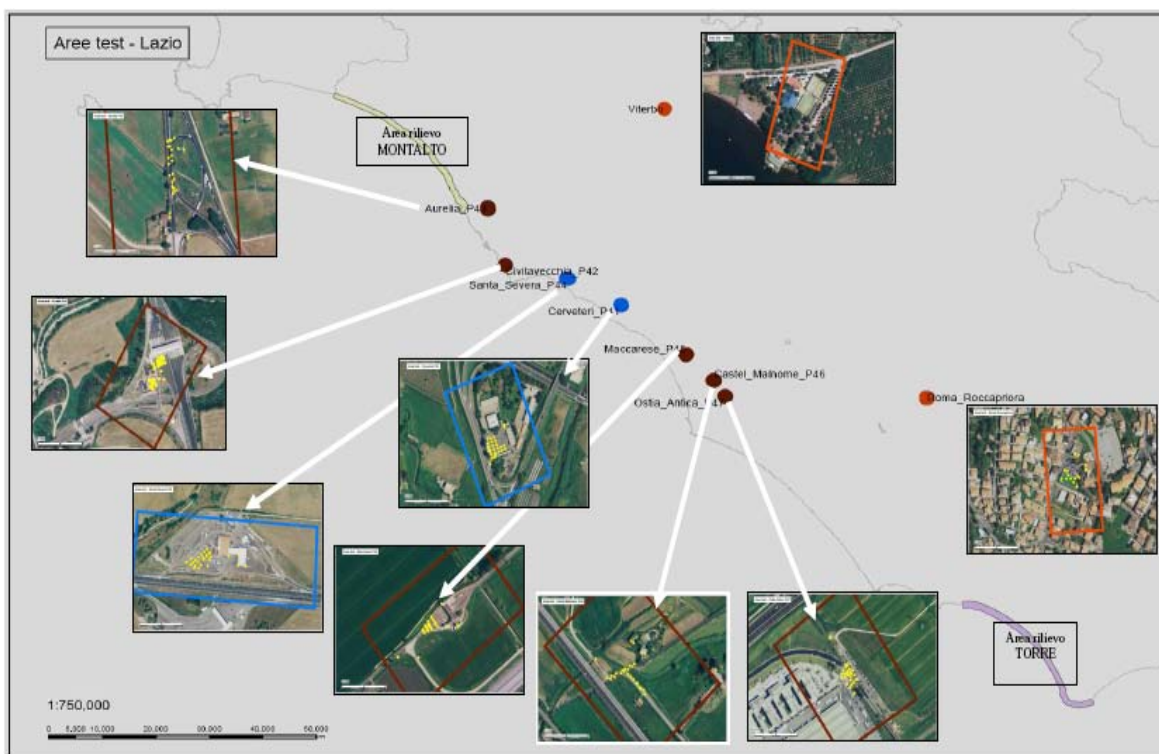


Fig. 2.16 – Ubicazione di 9 aree di controllo per la verifica della qualità delle acquisizioni e delle due zone del rilievo (nell’immagine viene inclusa anche un’area di rilievo più a sud, nella zona di Torre Astura-Circeo, inclusa nel progetto LidLAZ, ma non considerata nel presente lavoro).

In modo analogo sono state acquisite all'interno della zona d'interesse 3 aree di controllo (GPA) (*Ground Control Area*). Le aree sono state acquisite con sistema ALTM Gemini, ad una quota di 1400 m e una densità di 0,7 punti a m<sup>2</sup> ad una frequenza di 70 KHz. Tale sistema consente di valutare l'accuratezza dei valori di quota ellissoidica nel sistema di coordinate UTM - WGS84 zona 33 con approssimazione di  $\pm 0.15$  cm. I punti rilevati sono stati usati per il controllo al suolo del rilievo LiDAR e come GCP per la mosaicatura delle immagini RGB. In tabella 2.4 è riportata l'ubicazione delle 3 GCA.

<b>Aree controllo Posizione (Est, Nord) UTM-WGS84-33N</b>		
<b>GCA 1</b>	<b>Est:</b> 705795.27	<b>Nord:</b> 4692965.37
<b>GCA 2</b>	<b>Est:</b> 718326.19	<b>Nord:</b> 4684865.24
<b>GCA 3</b>	<b>Est:</b> 723605.13	<b>Nord:</b> 4677815.11

Tab. 2.5. Aree a terra per il controllo di qualità dei dati.

### 2.5.1.2 Correzioni radiometriche

Le correzioni radiometriche hanno lo scopo di eliminare le distorsioni del segnale dovute al cattivo funzionamento dei sensori e all'influenza delle condizioni esterne al momento dell'acquisizione, sia legate alla diversa situazione di illuminazione sia al diverso stato dell'atmosfera interposta tra il sensore e la scena osservata.

Le distorsioni del segnale radiometrico registrato si possono raggruppare sotto due grandi tipologie: quelle dipendenti dalle caratteristiche di funzionamento dei rilevatori e quelle legate alle condizioni ambientali in cui vengono acquisite le immagini, come le condizioni di illuminazione e gli effetti atmosferici.

Le correzioni radiometriche delle immagini MIVIS sono state eseguite interamente dalla compagnia che ha gestito il sorvolo, la BLOOM-CGR.

### 2.5.1.3 Correzioni atmosferiche

Le correzioni atmosferiche sono volte a minimizzare il contributo dell'atmosfera al valore di riflettanza rilevato dal sensore. Infatti la presenza dell'atmosfera come mezzo di trasmissione attraverso il quale la radiazione elettromagnetica deve viaggiare nel suo doppio percorso dalla sorgente alla superficie e dalla superficie allo strumento di misura provoca delle distorsioni nel segnale radiometrico misurato. Il principale effetto di distorsione è quello dovuto al meccanismo della diffusione atmosferica che avviene quando la radiazione interagisce con le particelle, molecole di gas e aerosol, le cui

dimensioni sono confrontabili con le lunghezze d'onda della radiazione. Il fenomeno di diffusione (scattering), nel quale molecole e particelle diventano sorgenti di radiazione, si manifesta come una componente additiva che tende ad aumentare i valori di radianza misurati. In particolare la diffusione di Rayleigh, dovuta sostanzialmente alle molecole di gas componenti dell'atmosfera, è una delle principali cause dell'effetto di foschia (*atmospheric haze*) rilevabili nella ripresa di immagini telerilevate. L'intensità del fenomeno è proporzionale, in prima approssimazione, all'inverso della quarta potenza della lunghezza d'onda ( $\approx \lambda^{-4}$ ): il meccanismo si manifesta maggiormente nel visibile e più per la radiazione alle lunghezze d'onda del blu che per il rosso e risulta trascurabile nelle bande dell'infrarosso.

L'atmosfera oltre a diffondere la radiazione elettromagnetica incidente può interagire attraverso altre dinamiche fisiche, come l'assorbimento, la rifrazione.

L'assorbimento si verifica per interazione della radiazione elettromagnetica con i gas dell'atmosfera; i principali agenti sono: ozono, ossigeno, anidride carbonica e vapor acqueo. Questi gas assorbono l'energia contenuta nella radiazione luminosa per poi riemetterla sotto forma di energia radiante con lunghezza d'onda maggiore. L'atmosfera terrestre non è quindi completamente trasparente alla radiazione elettromagnetica, poichè questi gas fungono da barriera selettiva nei confronti della lunghezza d'onda incidente (Fig. 2.17).

La rifrazione invece avviene quando il raggio di luce attraversa due mezzi differenti in grado di trasmettere la radiazione. Nell'atmosfera questo fenomeno avviene al passaggio dei diversi strati atmosferici caratterizzati da umidità e temperature differenti. Tali variazioni influenzano la densità degli strati atmosferici causando una curvatura del raggio che li attraversa.

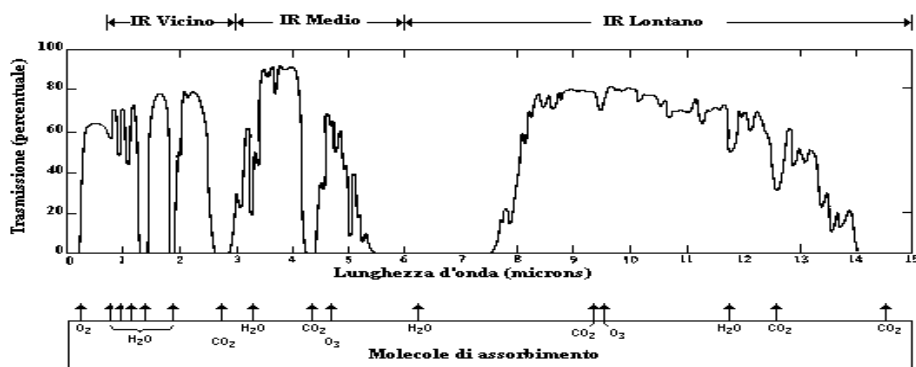


Fig. 2.17. Trasmissione della radiazione attraverso l'atmosfera, dal visibile all'infrarosso (VIS-IR). Sono mostrati i gas atmosferici principali che hanno interazione con la radiazione luminosa.

La correzione atmosferica deve prendere in considerazione le condizioni di illuminazione solare, geometria del sensore, attenuazione atmosferica ed irradianza del cielo. Essa si rende necessaria qualora si vogliano confrontare immagini raccolte in date diverse e/o con strumenti differenti. Attualmente non esiste un unico metodo per la correzione o la simulazione dell'effetto atmosferico che sia sufficientemente semplice, accurato, e solido da essere largamente accettato ed utilizzato ordinariamente. Diversi approcci e modelli possono essere quindi utilizzati dipendentemente dalla quantità e accuratezza dei parametri atmosferici in possesso, dal tipo di sensore e dalla finalità del lavoro.

Vari modelli sono stati sviluppati per un approccio *image-based*, tra questi ATCOR4, 6S, MODTRAN, ecc. Altri modelli invece risolvono l'equazione di trasferimento radiativo dell'energia elettromagnetica attraverso l'atmosfera (RTC-*Radiative Transfer Code*) e necessitano di diversi parametri di input che devono essere acquisiti *in situ* contemporaneamente al momento di ripresa della scena. In genere i codici di trasferimento radiativo combinati con misurazioni atmosferiche *in situ* producono le stime più accurate. Lo svantaggio più grande di questo tipo di correzione è il fatto di richiedere misure di parametri atmosferici contemporanee a ciascun passaggio del sensore. Ciò risulta spesso impossibile nei programmi di monitoraggio, o quando devono essere analizzate serie storiche.

I modelli *image-based* producono risultati meno accurati rispetto ai modelli *RTC-based*, tuttavia sono ampiamente utilizzati e costituiscono una valida alternativa quando non si conoscono le proprietà atmosferiche durante l'acquisizione dell'immagine.

Per le correzioni atmosferiche delle immagini MIVIS si è proceduto attraverso l'utilizzo di modelli *image-based*, mancando dei dati sulle proprietà ottiche dell'atmosfera necessari per un approccio *RTC-based*.

In particolare si è applicata una normalizzazione della radianza atmosferica, che elimina in modo costante sulla scena la radiazione riflessa dell'atmosfera nelle diverse lunghezze d'onda.

La **normalizzazione** converte i valori radianza ( $\mu\text{W}/\text{cm}^2/\text{sr}/\text{nm}$ ) in riflettanza (adimensionale) secondo la seguente formula per ciascuna banda  $i$ :

$$R_{app} = (L_i \times \pi) / (E_{0i} \times k \times \cos(SZ))$$

Dove:

$R_{app}$  = riflettanza

$L_i$  = radianza al sensore per ciascuna banda

$SZ$  = Sun zenith angle

$$k = [1 + 0.0167 \times \cos(2\pi \times ("Giorno-anno" - 3) / 365)]^2$$

$E_{0i}$  = valori di irradianza per ciascuna banda

Per svolgere questa normalizzazione si utilizza il tool di ENVI "Band math".

Un'espressione per ciascuna banda viene singolarmente aggiunta alla lista.

Esempio di espressione per la banda 1:

$$[(b1 * 3.14159) / (18.25 * [1 + 0.0167 * \cos(2 * 3.14159 * (128 - 3) / 365)]^2 * \cos(0.6722))]$$

I parametri di input sono quindi la posizione del sole in radianti, il giorno dell'anno e l'irradianza al sensore (appositamente calcolata per il sensore MIVIS).

Per il calcolo della posizione del sole sono necessarie una serie di informazioni quali la pressione in mb, che si possono ottenere dagli archivi delle stazioni meteorologiche. Ad esempio, per una stazione di riferimento come Viterbo si ha un valore di 1022mb.

L'applicazione di equazioni specifiche per ognuna delle 92 bande, appositamente scritte per il sensore MIVIS, ha consegnato un'immagine in riflettanza dalle informazioni spettrali apparentemente corrette, dove gli effetti dell'atmosfera sono attenuati in modo costante su tutta l'immagine.

L'assenza di dati a terra, relativi alla stessa data ed ora della ripresa, che potessero assicurarci un confronto reale con i risultati ottenuti ci ha però indotto, per questo lavoro, a preferire lavorare in termini di radianza. Le correzioni atmosferiche infatti sono necessarie solo qualora si debbano confrontare dataset multitemporali, immagini rilevate da sensori diversi, dati remoti con dati di campo. Possono essere evitate se si deve lavorare secondo un approccio totalmente *image-based*, ed in particolar modo con metodologie come la *Spectral Mixing Analysis*, per le quali il valore assoluto della radianza o riflettanza non è

rappresentativo in quanto tale, ma lo è se confrontato, in valori assoluti, con le differenze spettrali tra diversi target.

Le elaborazioni sono state fatte quindi tutte utilizzando immagini in radianza.

#### 2.5.1.4 Selezione dell'area di studio

Il primo passo per ottimizzare la sperimentazione di un approccio combinato di due sensori è la scelta di un'area geografica in cui la presenza di caratteristiche chiave permetta il raggiungimento degli obiettivi di studio prefissati.

In relazione al mio lavoro di tesi, ho eseguito un *down scaling* sulle informazioni spaziali in possesso, in modo da ottimizzare gli sforzi di pre-processing ed elaborazione su un'unica area.

Le immagini MIVIS sono state consegnate come 4 strisciate per l'area d'interesse, relative a 37 km<sup>2</sup> di costa. Queste strisciate sono state mosaicate per ottenere una visione generale di tutta l'area (Fig.2.18).

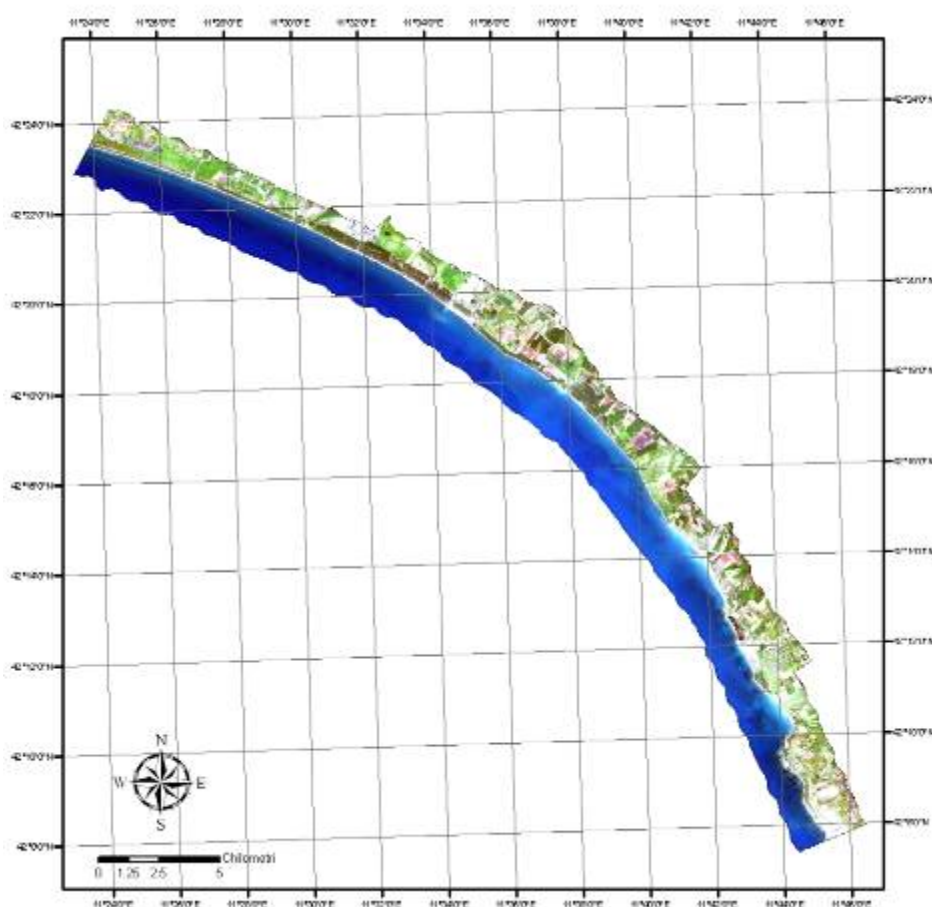


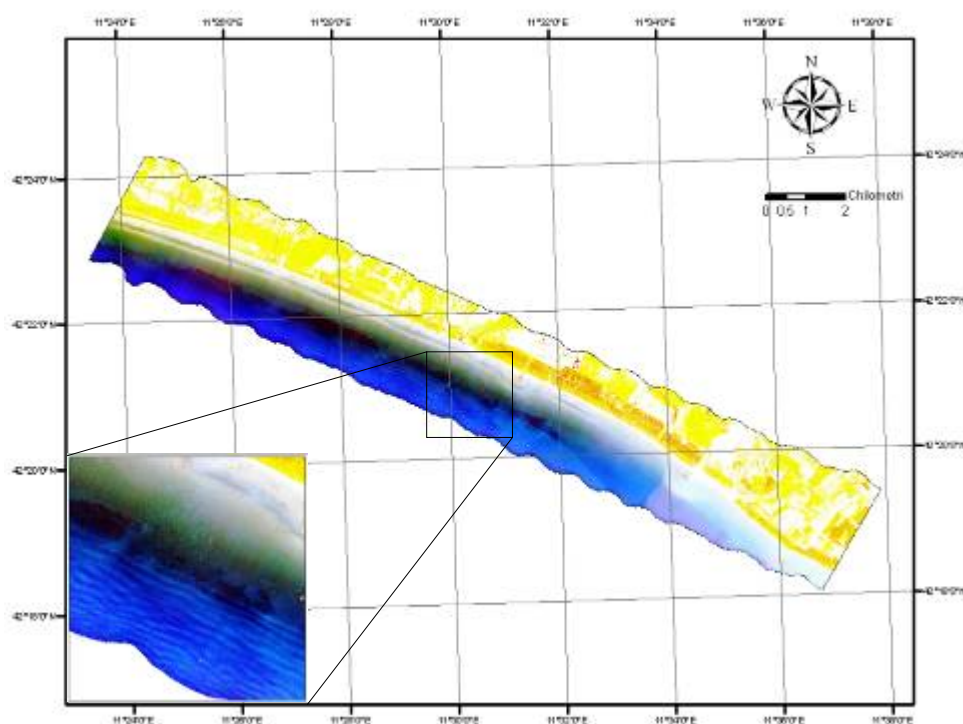
Fig. 2.18. Mosaico dell'area rilevata. Risultato della mosaicatura delle 4 strisciate riguardanti l'area compresa tra il confine regionale a nord e la località di Sant'Agostno (VT) a sud. Immagine MIVIS a 102 canali, visualizzazione in RGB: R-11 , G-6 , B-2.

La mosaicatura è definita come la sovrapposizione d'immagini georeferenziate alla stessa risoluzione, o a risoluzioni differenti. Le immagini vengono, attraverso l'utilizzo del software ENVI, automaticamente unite e correttamente posizionate grazie ai loro riferimenti geospaziali. Le immagini sono state in seguito modificate attraverso tecniche di enfattizzazione (*contrast stretching*) per migliorare la visualizzazione del prodotto. Il sistema di georeferenziazione utilizzato è UTM WGS84 Zona 33.

L'analisi delle 4 strisciate, sia dal punto di vista qualitativo dell'immagine che ecologico della zona, ha guidato un progressivo *down scaling* sull'area di studio.

Delle 4 strisciate, 3 sono state quindi scartate a causa di di eccessiva profondità delle praterie di *P. oceanica* che rendeva difficoltosa se non limitata l'indagine attraverso le tecnologie in possesso, e/o per una non ottimale qualità dell'immagine (es. Fig.2.18) che avrebbe richiesto complesse pre-elaborazioni prima dell'effettivo utilizzo.

Nel Lazio settentrionale tra il confine con la Toscana e Montalto Marina infatti la presenza della *P. oceanica* è quasi continua ma il limite superiore è riscontrabile sempre intorno ai -7 -13 m di profondità, profondità alla quale le potenzialità di indagine del sensore MIVIS diminuiscono drasticamente.



**Fig. 2.19.** Strisciata 1 del mosaico: attraverso un'enfattizzazione dell'immagine di tipo "equalizzazione" si riesce a mettere in evidenza come quest'immagine sia affetta fortemente da un effetto "sunglint" sul mare nella parte più esterna, dovuto probabilmente all'inclinazione del sole e del sensore in quel momento, oltre che alla rugosità della superficie del mare. L'effetto *sunglint*, ovvero la riflessione della luce sulla superficie dell'acqua, rende molto più difficoltosa la visualizzazione e lo studio del fondo marino, causando una forte deformazione del segnale spettrale al sensore che va a coprire le caratteristiche ottiche del fondo marino. L'effetto *sunglint* potrebbe essere eliminato attraverso l'applicazione di specifici algoritmi di correzione.



Lo scaling spaziale ha portato quindi alla scelta della zona costiera compresa tra le foci dei fiumi Marta a nord e Mignone a sud, registrata come 4°strisciata (Fig. 2.20). Questa selezione è stata dettata quindi da diversi fattori ecologici e tecnici:

- 1- Le praterie di *P. oceanica* sono estese e si trovano a profondità eccezionalmente ridotte. Nella zona di Sant'Agostino si ha presenza di *P. oceanica* a partire dai 2-3 m di profondità, e ciò aumenta molto la possibilità di sperimentazione dell'approccio integrato MIVIS/LiDAR, data l'estensione del range batimetrico su cui poter speculare (circa 10 m di profondità, interessati da *P. oceanica*) .
- 2- La qualità dell'immagine è maggiore rispetto alle altre immagini, non vi sono forti effetti di *sun glint*, coperture nuvolose ed elevata torbidità delle acque che influiscano negativamente sull'elaborazione ed interpretazione dell'immagine.
- 3- L'unica cartografia recente della distribuzione di *P. oceanica* nell'area di studio è quella effettuata dal Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo dell'Università di Roma "Sapienza" in collaborazione con la Regione Lazio, riguardante la prateria prospiciente Marina di Tarquinia (Dip. BAU, 2004). Questa cartografia ha orientato le prime elaborazioni ed ha permesso mano a mano una valutazione dell'accuratezza dei nostri risultati.

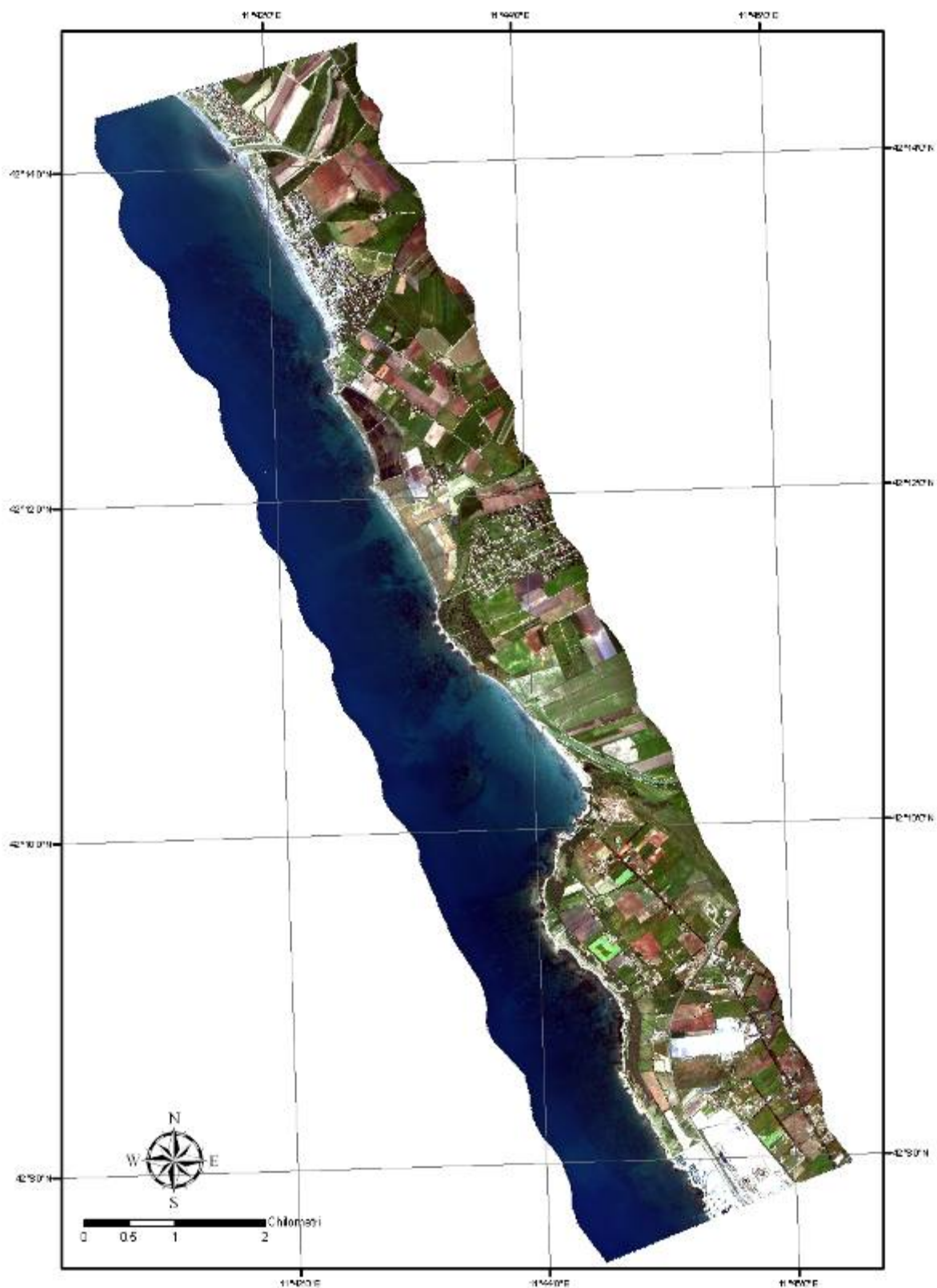


Fig.2.20 - Strisciata n°4 del Mosaico Nord, registrata l'8 Maggio 2009, alle ore 9:25, in condizioni meteo ottimali. MIVIS. Zona compresa tra Marina di Tarquinia e Sant'Agostino (VT)

### 2.5.1.5 Subset spettrale: scelta dei canali utili

L'intero range spettrale restituito dal sensore MIVIS è costituito da 102 canali distribuiti su un range di lunghezze d'onda che vanno dal visibile all'infrarosso termico (0.433-12.70  $\mu\text{m}$ ) con un'ampiezza per canale di circa 0.020  $\mu\text{m}$ . Lavorare su un range spettrale così esteso, e con un numero di canali così ampio è molto difficile oltre che poco utile se si vuole focalizzare su obiettivi specifici (Fig.2.20). Incentrare l'attenzione su range spettrali specifici aiuta sia nell'ottimizzazione dei tempi di elaborazione, che per immagini così pesanti sono a volte molto lunghi, sia nell'interpretazione diretta delle firma spettrali.

Essendo lo scopo di questo studio quello di indagare le caratteristiche del fondo marino in zona costiera sono stati selezionati dai 102 canali iniziali solo i primi 15 (Fig.2.21). Questa scelta è stata basata principalmente sull'influenza che la colonna d'acqua ha sulla radiazione penetrante: il corpo d'acqua permette il passaggio solo delle radiazioni a frequenza maggiore, assorbendo in pochi cm quelle a frequenza minore; essendo le lunghezze d'onda dopo l'infrarosso totalmente assorbite dall'acqua non porteranno informazioni relative alle caratteristiche spettrali del fondo (Kirk, 1983).

Si è deciso di limitare le analisi al range del visibile da 0.433 a 0.733  $\mu\text{m}$ , dove sono massime le possibilità di distinzione spettrale delle varie tipologie di fondo.

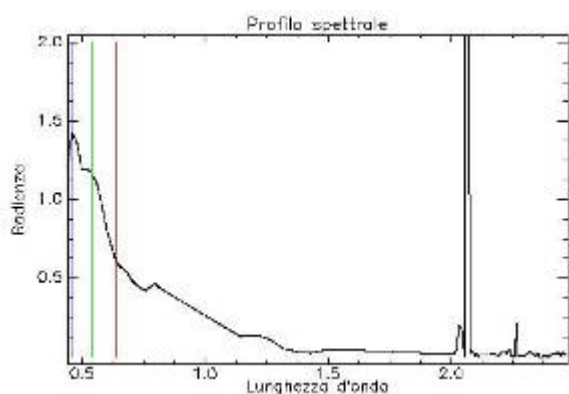


Fig. 2.21. Esempio di firma spettrale di *P. oceanica* a 3 m di profondità, su 92 canali (0.433-2.474  $\mu\text{m}$ ). L'infrarosso termico è stato escluso avendo altre unità di misura ( $^{\circ}\text{C}$ ).

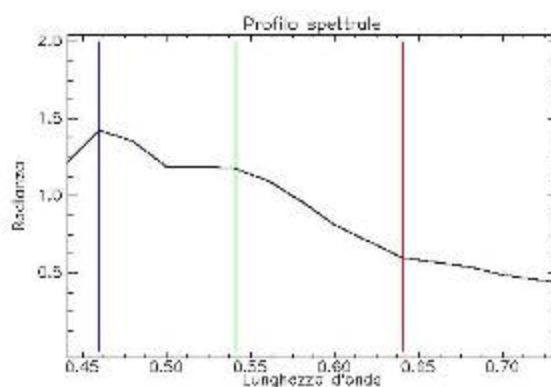


Fig. 2.22. Esempio di firma spettrale di *P. oceanica* a 3 m di profondità, sui primi 15 canali scelti (0.433 a 0.733  $\mu\text{m}$ ).

### 2.5.1.6 Creazione di una maschera spettrale

Una maschera è un file d'immagine binario costituito da valori 0 ed 1 che applicato all'immagine spettrale mantiene le informazioni originarie solo in quelle caselle che hanno valore 1, dando alle altre celle valore nullo. Una maschera spettrale ha come fine quello di consentire lo svolgimento delle operazioni di processamento solo sulla porzione d'immagine d'interesse. Inoltre, diminuendo il range totale di DN (Digital Number) consente un aumento del contrasto che conduce ad una migliore visualizzazione dell'area selezionata. Per quanto riguarda l'immagine in esame, l'applicazione di una maschera spettrale ha lo scopo di eliminare dalla scena tutta la porzione emersa, per poter quindi aumentare le potenzialità sia di visualizzazione che di elaborazione sul solo target sommerso.

La maschera spettrale (Fig. 2.23) è stata creata sul canale numero 20 (0.813-0.833  $\mu\text{m}$ ), range spettrale per cui la risposta tra la parte emersa e quella sommersa si presenta opposta (Fig.2.23a.). Infatti l'acqua assorbe moltissimo (valori di radianza minori di 0.091  $\mu\text{m}$ ) in questo range spettrale mentre la terra riflette molto (radianza maggiore di 0.091  $\mu\text{m}$ ).

La maschera è stata creata utilizzando l'opzione "*Build Mask*" nel software Envi, scegliendo come range spettrale 0-0.91  $\mu\text{m}$ . La presenza delle saline, otticamente simili all'ambiente marino, non ha permesso la creazione di una mask precisa sulla linea di riva (Fig.2.23b). Si è ricorso quindi, in seguito all'applicazione della maschera sull'immagine originale ("*Apply Mask*"), alla creazione di una ROI (*Region of Interest*) sulla porzione dell'immagine d'interesse (Fig.2.23c). E' stata quindi creata una mask apposita per l'esclusione della zona delle saline (Fig.2.23d), che è stata successivamente applicata alla ROI (Fig.2.23e), fornendo così un'immagine in cui è presente esclusivamente la parte sommersa.

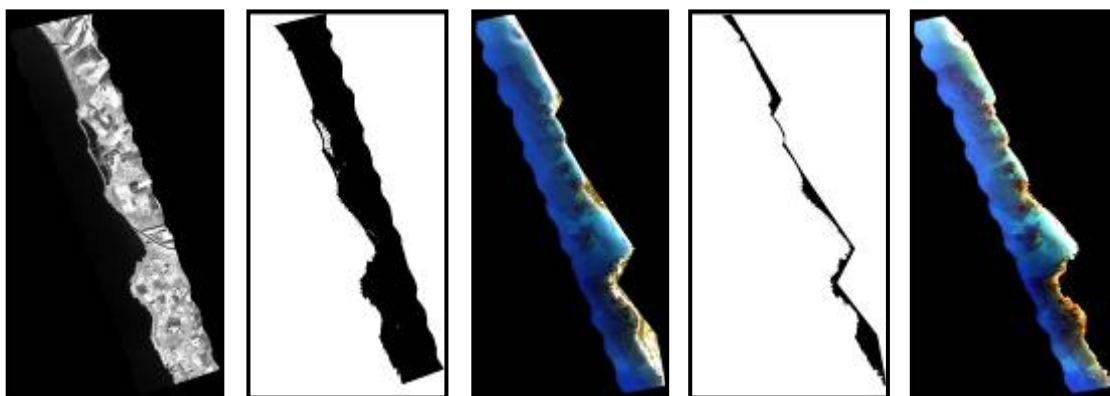


Fig. 2.23 – a) Differenza nella risposta spettrale della porzione emersa e sommersa nel canale 20, utilizzato per creare la mask.

Fig. 2.23 – b) Creazione di una mask della zona emersa, sul canale 20, scegliendo come range spettrale 0-91 $\mu$ m.

Fig. 2.23 – c) Creazione di una ROI sull'area di interesse con lo scopo di escludere le saline.

Fig. 2.23 – d) Creazione di una nuova mask più precisa, sullo stesso range spettrale della

Fig. 2.23 - e) Applicazione della mask sulla porzione dell'immagine selezionata dalla ROI.

La creazione ed applicazione di una maschera spettrale ha portato ad avere un'immagine ad alto contrasto cromatico nella zona sommersa consentendo una migliore interpretabilità visiva. Lo scopo dell'applicazione di una maschera è comunque, nel nostro caso, principalmente quello di impedire che target spettrali non di nostro interesse (in questo caso ad es. vegetazione, sedimento, acqua e infrastrutture della zona emersa) possano andare ad influire nello spazio delle caratteristiche spettrali (*mixing space*), diminuendo la capacità di distinguere *endmember* che potenzialmente ci permetterebbero di descrivere la variabilità del solo fondo marino (par. 2.5.4).

### 2.5.2 Pre-processing dati LiDAR

I dati LiDAR sono stati acquisiti con due distinti sensori: uno operante nella lunghezza d'onda del verde per i punti batimetrici e l'altro nella lunghezza d'onda del rosso per i punti topografici. I due dataset, registrati durante il volo e archiviati in un apposito hard disk presente a bordo, successivamente sono stati pre-processati mediante software Coastal Survey Studio v.2.01.07 (CSS), al fine di ottenere tanto per il dato batimetrico che topografico una singola nuvola di punti georeferenziati e quotati. La fase successiva ha previsto l'utilizzo del software TerraSolid OY in ambiente MicroStation v8 per il filtraggio e la classificazione dei punti in differenti classi. Nello specifico i punti topografici sono stati trattati sia con processi automatici che manuali fino a costituire una serie di classi di appartenenza (suolo nudo, vegetazione, edifici), mentre i punti batimetrici sono stati

ripuliti dai diversi effetti di disturbo, quali: falsi ritorni, multipli ritorni, punti nulli, punti rumorosi o errati (*spikes*). Il DSM (Digital Surface Model) creato in seguito al processamento dei dati batimetrici è mostrato in figura 2.24. Infine è stata effettuata la fusione dei dati topografici e batimetrici dopo un ulteriore controllo che ha consentito di rimuovere i punti topografici dal dataset batimetrico e viceversa al fine di ottenerne una perfetta omogeneizzazione, attraverso il software Fledermaus 7.0 1d ® (Fig. 2.25).

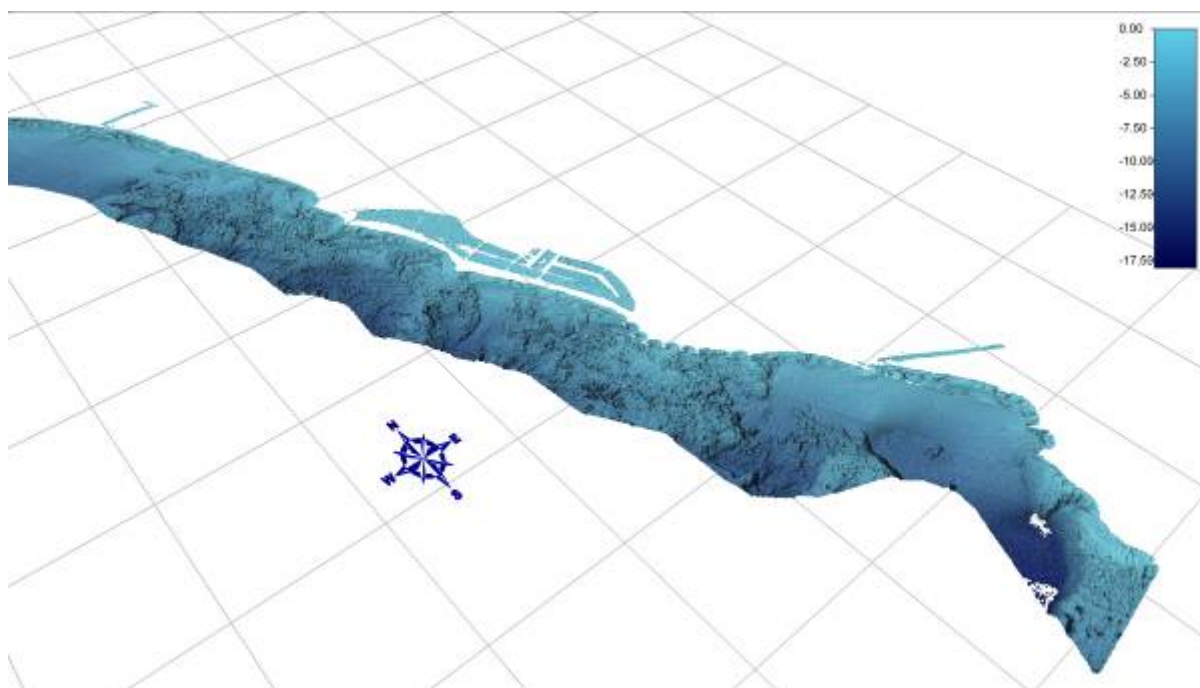


Fig. 2.24. DSM batimetrico. Dato LiDAR.

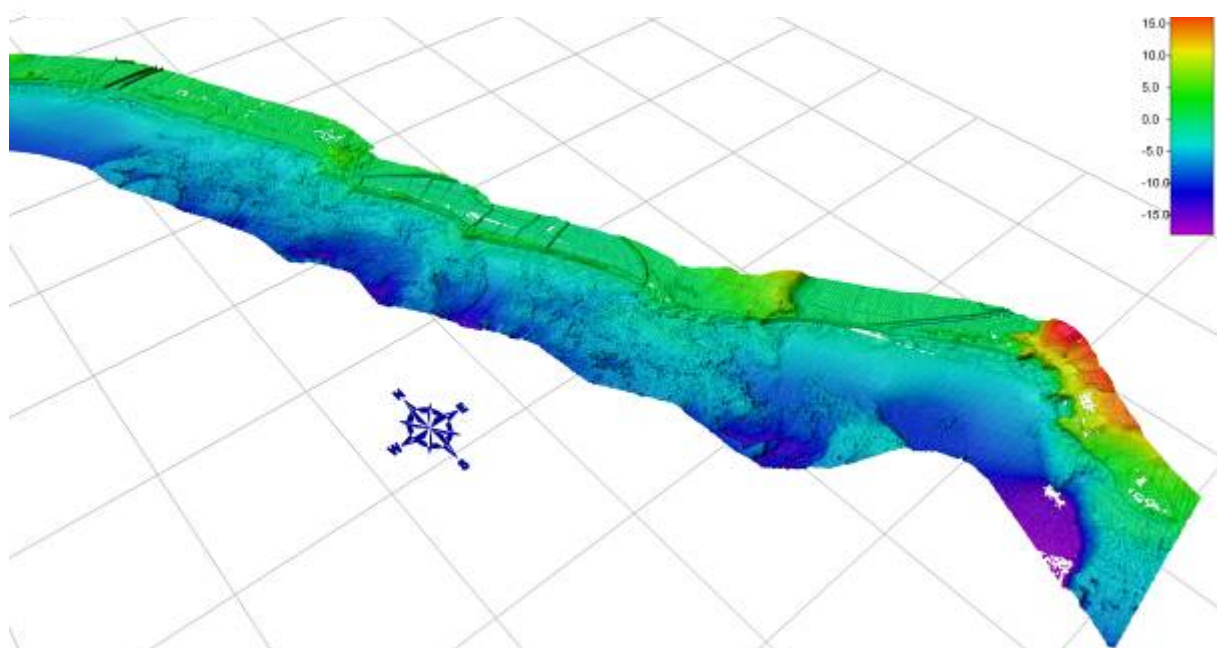


Fig. 2.25. DSM topo-batimetrico. Dato LiDAR.

### 2.5.3 Analisi dei transetti video ed identificazione delle caratteristiche spettrali delle varie tipologie di fondo

La supervisione dei transetti video registrati il 29 Aprile 2010 ha portato all'individuazione di aree omogenee abbastanza estese da poter essere usate a supporto e guida delle analisi di elaborazione delle immagini.

La visualizzazione dei filmati ha permesso una sommaria identificazione delle principali tipologie di fondo.

Partendo da Nord, ad un'estesa area sabbiosa nuda antistante la foce del Fiume Marta segue un'ampia area molto eterogenea in cui domina la fanerogama *P. oceanica*.

Le praterie di *P. oceanica* in quest'area sono impiantate sia su fondo sabbioso che roccioso, formando praterie più omogenee ed a più alta copertura nella prima tipologia di substrato, e praterie meno omogenee e più rade per la seconda tipologia. Il fondo si presenta quindi dall'inizio della prateria di *P. oceanica* subito a sud della foce del Fiume Marta fino alla zona di Punta di Quaglia, molto articolato ed eterogeneo, con alternanza di aree rocciose completamente ricoperte da varie specie di alghe rosse e verdi, a piccoli patch sabbiosi o sabbiosi/rocciosi su i quali si può trovare presenza di alghe gialle, piccoli patch di prati della fanerogama *Cymodocea nodosa* impiantata su sabbia e, come detto prima, zone più o meno vaste di *P. oceanica* impiantata sia su roccia che su sabbia.

L'utilizzo incrociato del software ArcGIS 9.2 ® ed ENVI 4.5 ® ha permesso di ricavare informazioni spettrali dal fondo marino sulla base delle indagini video eseguite. Infatti, trasformando i tracciati video in uno shape file è stato possibile sovrapporre quest'ultimo all'immagine iperspettrale consentendo l'estrazione dei profili spettrali associati ad ognuna delle tipologie di fondo considerata di nostro interesse. In particolare dopo l'identificazione e la localizzazione di alcuni target d'interesse a partire dai tracciati video, sono state create delle Regioni di Interesse (ROIs) sull'immagine iperspettrale (es. Fig. 2.26). Le ROI sono aree di varia estensione che permettono di selezionare dei subset spaziali dalle immagini spettrali, e di considerare questi subset come unità sulle quali realizzare statistiche o altri tipi di speculazioni. In questo caso le ROI costruite hanno un'estensione di 25 pixel (5x5), quindi di 225 m<sup>2</sup>. L'area selezionata per ogni target è di un'estensione tale da consentire che nell'informazione spettrale estratta venga inclusa la variabilità ambientale tipica di un fondo così eterogeneo, oltre che tener conto dei possibili errori di posizionamento geospaziale dei transetti sull'immagine iperspettrale. Da ciascuna ROI sono stati estratti i profili spettrali minimo, medio e massimo, con la deviazione standard associata (es. Fig.



2.28), di quello specifico target (es. Fig. 2.27). Questi profili spettrali sono stati utilizzati per individuare le caratteristiche spettrali di ciascuna tipologia di fondo, utilizzate successivamente nelle tecniche di elaborazione, quali “Albero delle Decisioni” e “*Spectral Mixing Analysis*”.

**- *P. oceanica* su fondo mobile ad elevata copertura: (- 3 m di profondità)**

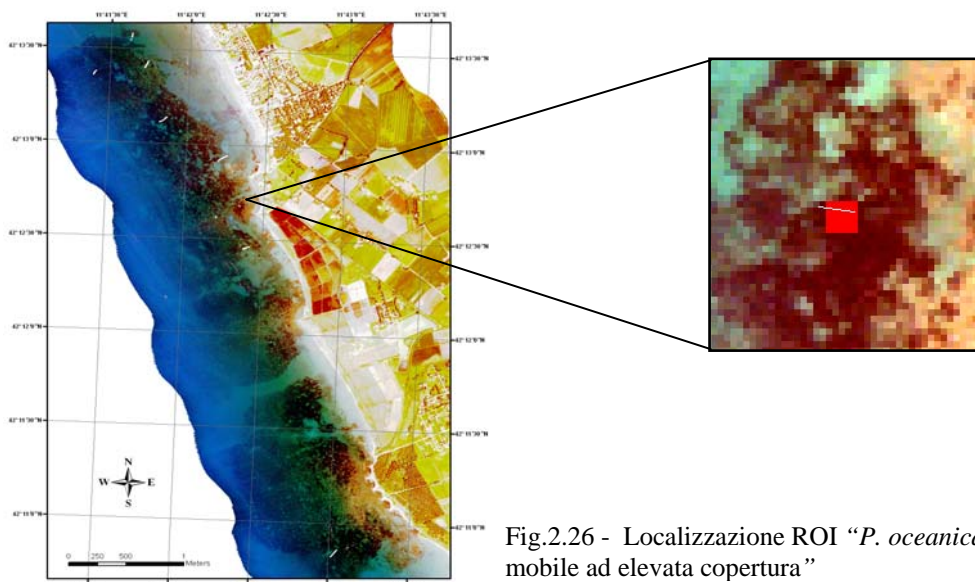


Fig.2.26 - Localizzazione ROI “*P. oceanica* su fondo mobile ad elevata copertura”



Fig. 2.27 - Istantanea estratta dai tracciati video su un'area di *P. oceanica* su fondo mobile ad elevata copertura.

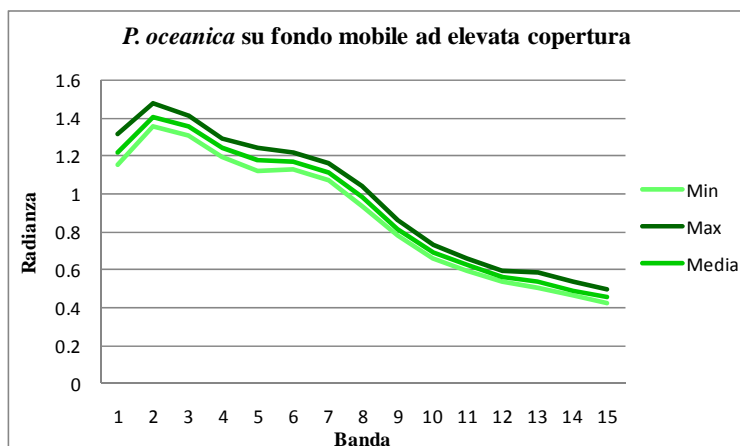


Fig. 2.28 - Risposta spettrale complessiva su 25 pixel (225 m<sup>2</sup>) di *P. oceanica* su fondo mobile ad elevata copertura. Valori minimi e massimi e medi della radianza emergente in questa area. Statistiche in appendice I.



- *P. oceanica* su fondo duro ad elevata copertura: (- 6 m di profondità)

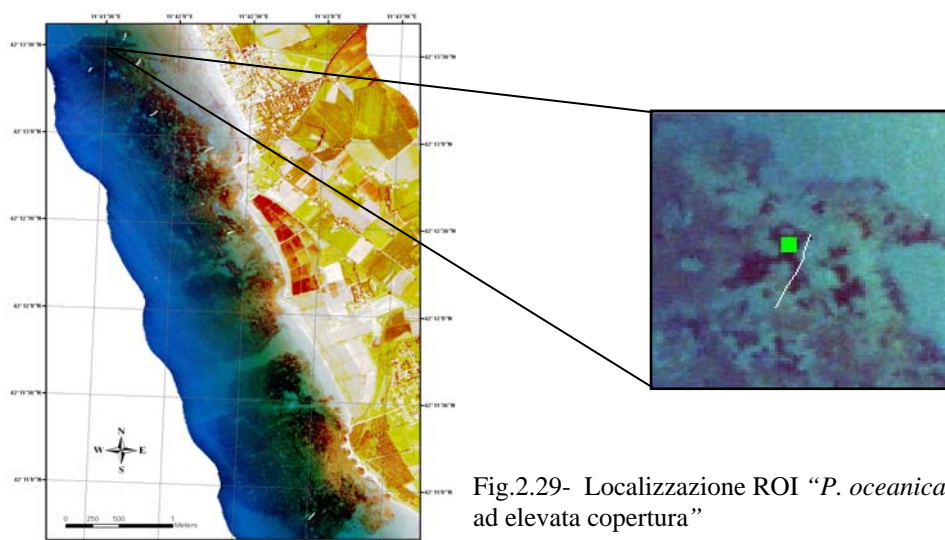


Fig.2.29- Localizzazione ROI "*P. oceanica* su fondo duro ad elevata copertura"



Fig. 2.30 – Istantanea estratta dai tracciati video su un'area di *P. oceanica* su fondo duro ad elevata copertura.

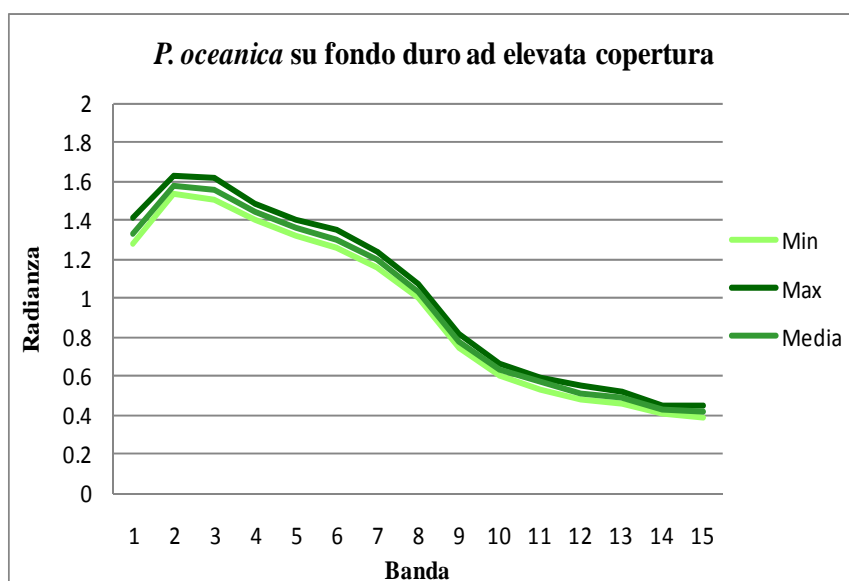
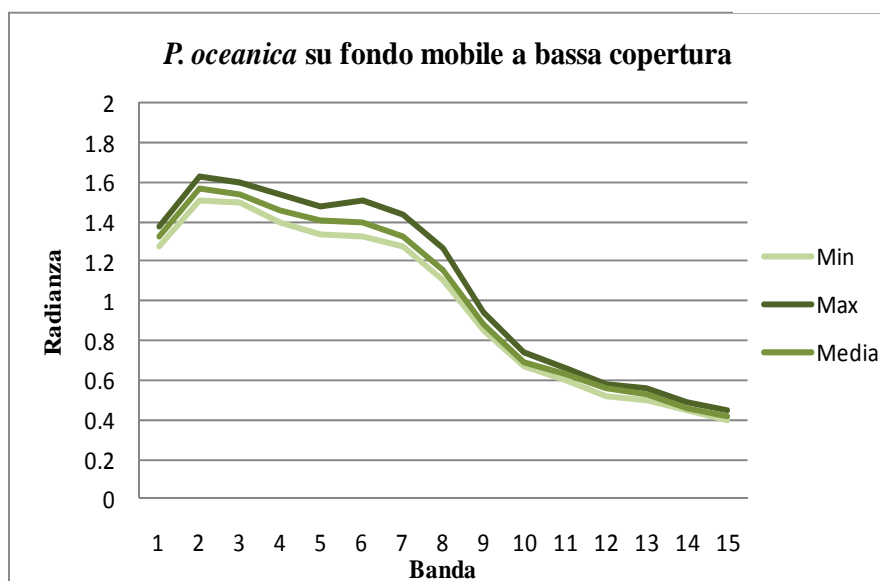
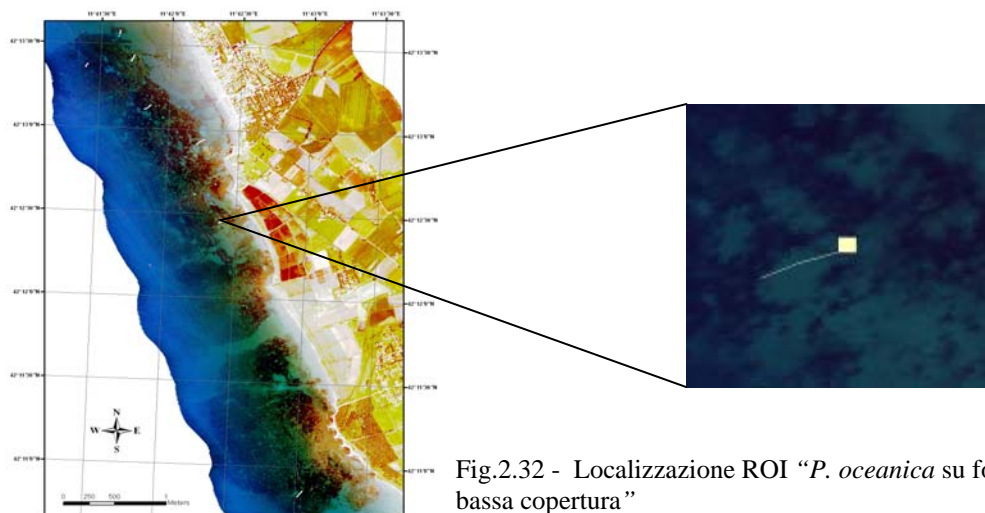


Fig. 2.31 - Risposta spettrale complessiva su 25 pixel (225 m<sup>2</sup>) di *P. oceanica* su fondo duro ad elevata copertura. Valori minimi e massimi e medi della radianza emergente in questa area. Statistiche in appendice I.

- *P. oceanica* su fondo mobile a bassa copertura (- 4.2 m di profondità)



**- *P. oceanica* su roccia a bassa copertura (- 6 m di profondità)**

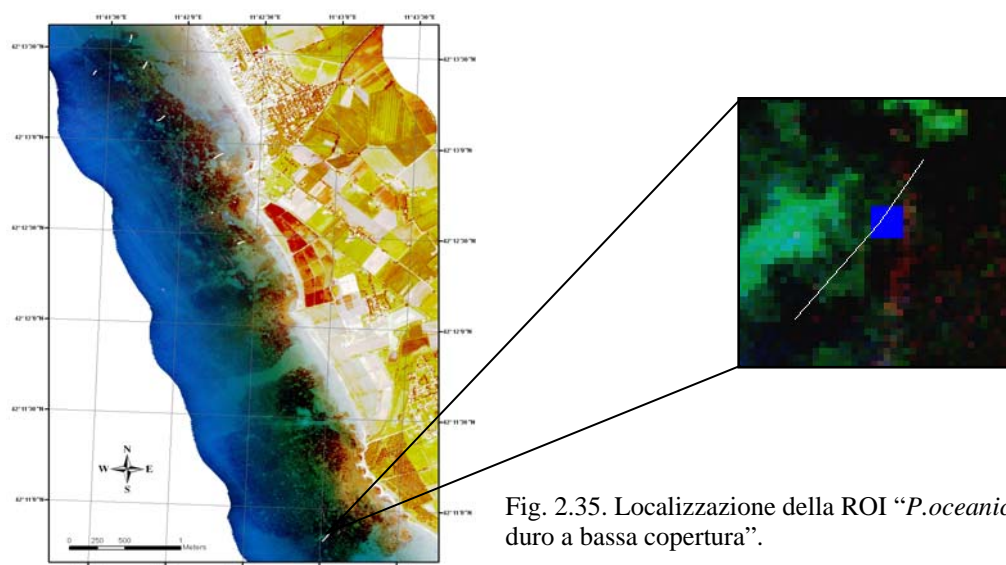


Fig. 2.36 Istantanea estratta dai tracciati video su un'area di *P. oceanica* su fondo duro a bassa copertura.

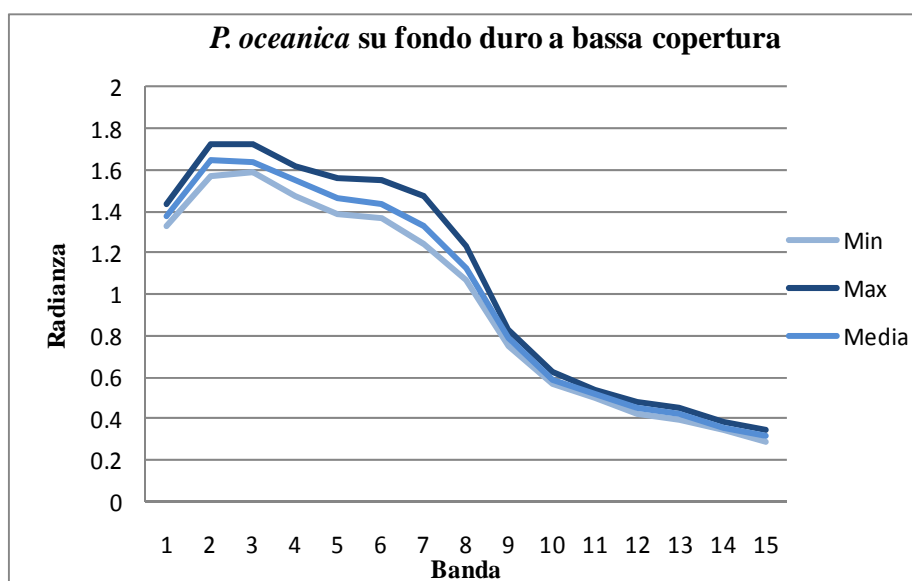
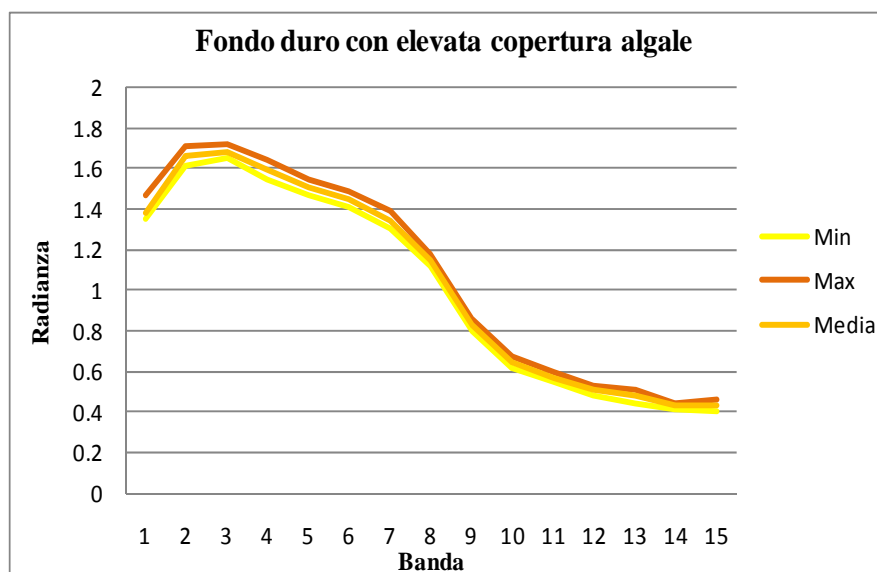
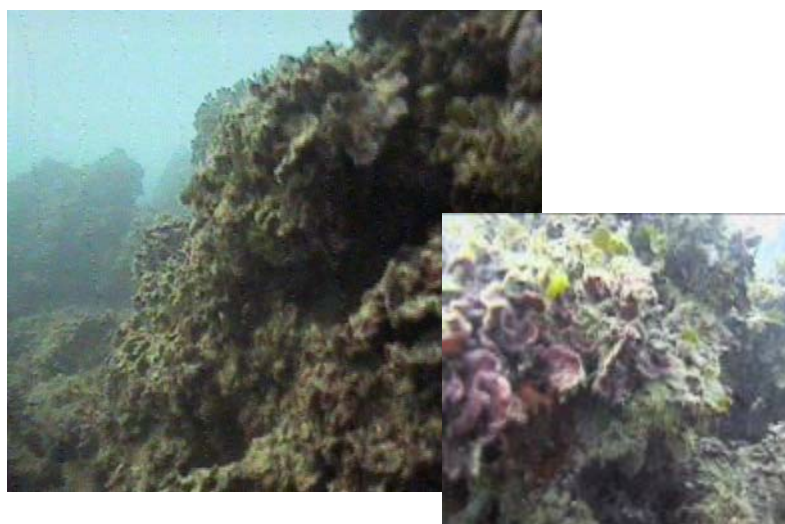
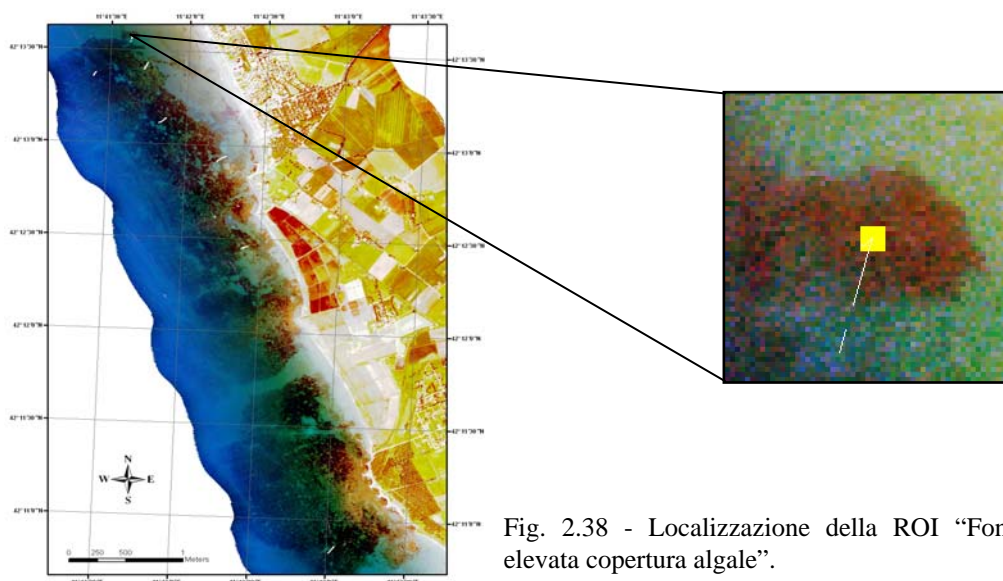


Fig. 2.37 - Risposta spettrale complessiva su 25 pixel (225 m<sup>2</sup>) di un'area di *P. oceanica* su fondo duro a bassa copertura. Statistiche in appendice I.



### Fondo duro con elevata copertura algale: (- 7 m di profondità)



**- Fondo duro con scarsa copertura algale: (- 5 m di profondità)**

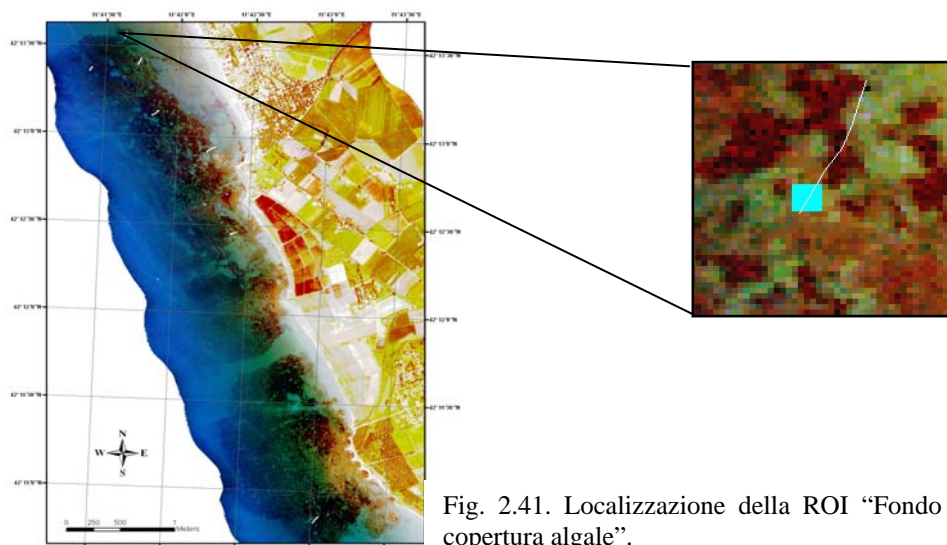


Fig. 2.41. Localizzazione della ROI “Fondo duro con scarsa copertura algale”.

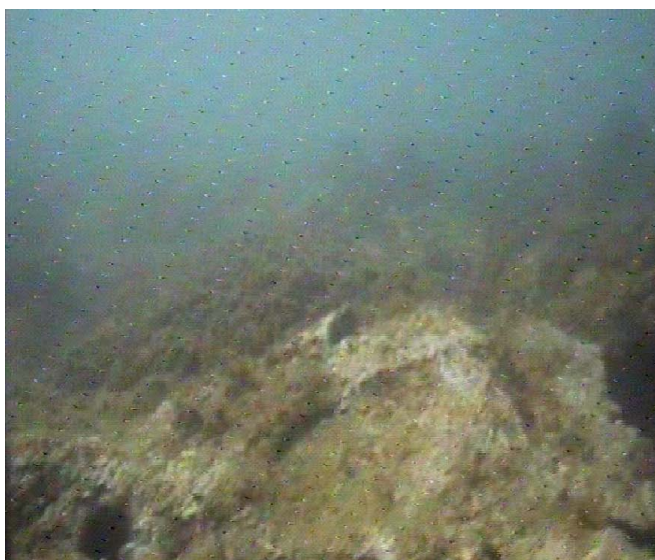


Fig. 2.42. Istantanea estratta dai tracciati video su un'area di fondo duro con scarsa copertura algale.

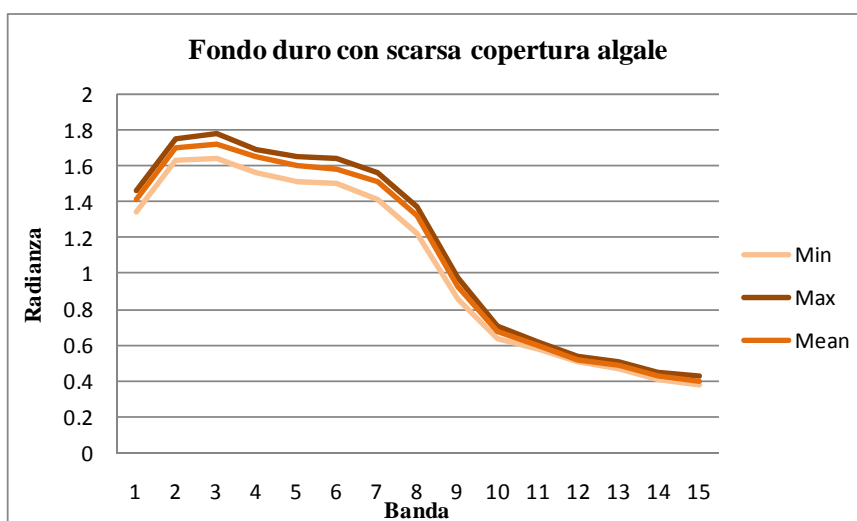


Fig. 2.43 - Risposta spettrale complessiva su 25 pixel (225 m<sup>2</sup>) di un'area di fondo duro con scarsa copertura algale. Statistiche in appendice I.

**- Fondo mobile non coperto da vegetazione: (- 5 m di profondità)**

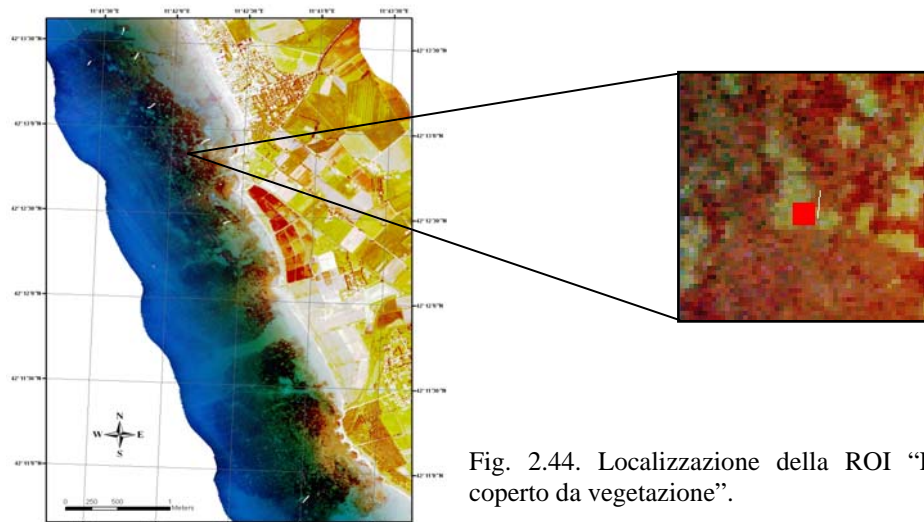


Fig. 2.44. Localizzazione della ROI “Fondo mobile non coperto da vegetazione”.



Fig. 2.45 Istantanea estratta dai tracciati video su un'area di fondo mobile non coperto da vegetazione.

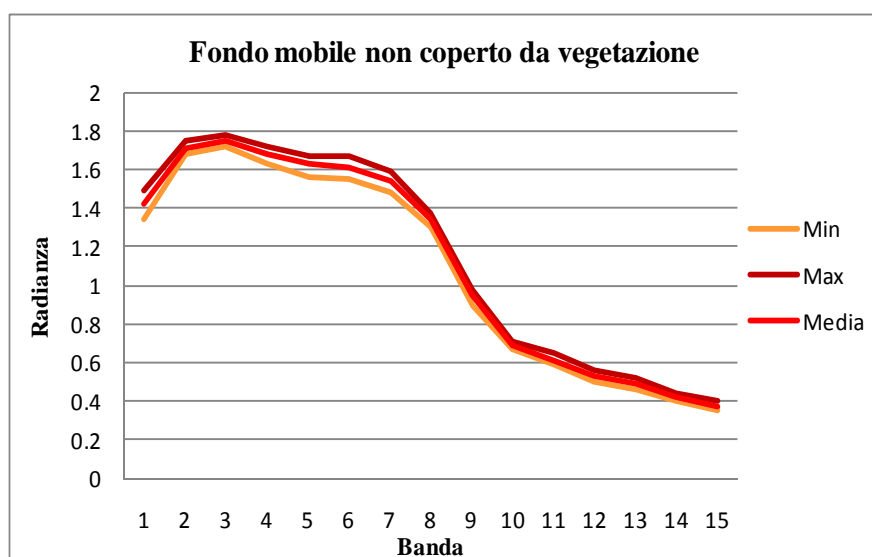


Fig. 2.46 - Risposta spettrale complessiva su 25 pixel (225 m<sup>2</sup>) di un'area di fondo mobile non coperto da vegetazione. Statistiche in appendice I.

L'estrazione delle risposte spettrali relative a ciascuna tipologia di substrato ci ha permesso di avere un'idea delle caratteristiche ottiche di ciascuna tipologia e delle differenze ottiche tra tipologie. Questo ha guidato il riconoscimento degli *endmember* durante la *Spectral Mixing Analysis* (di seguito) e la costruzione di alberi di classificazioni basati sui rapporti di banda, minimi e massimi tipici di ciascuna tipologia di fondo.

#### 2.5.4 L'albero delle decisioni (*Decision Tree Classification*)

L'albero delle decisioni ( *Decision Tree Classification*, DT ) fornisce un approccio più razionale nella classificazione della superficie terrestre rispetto alle tecniche statistiche tradizionalmente usate nelle classificazioni rigide. L'albero delle decisioni consente all'operatore di decidere le caratteristiche ottiche discriminanti tra una tipologia e l'altra di target, definendo le basi logiche e fisiche per una suddivisione in classi (Pal e Mather, 2001). La sua potenzialità sta anche nel fatto che non necessita di assunzioni statistiche sulla distribuzione dei dati ed è relativamente veloce da applicare, non richiedendo ad esempio tutto il tempo di allenamento ed elaborazione richiesto dalle reti neurali (Mahesh and Mather, 2003).

E' un classificatore che si basa sulla logica di appartenenza o non appartenenza ad una classe. Si esplica quindi su nodi "si/no", che vengono costruiti su vari livelli, a formare una struttura gerarchica che si regge su braccia dicotomiche.

Nello specifico del mio lavoro lo studio delle caratteristiche spettrali, in termini di rapporti di bande, minimi e massimi alle varie lunghezze d'onda, sulle varie tipologie di fondo mi ha consentito di costruire un albero delle decisioni capace di discriminare tra le classi otticamente più importanti, come verrà mostrato nel capitolo 3.

#### 2.5.5 *Spectral Mixing Analysis (SMA)*

La *Spectral Mixture Analysis* (SMA) è una metodologia di studio ed interpretazione dell'immagine attraverso la quale la radianza ad ogni pixel viene modellata come combinazione lineare delle radianze di target spettralmente puri (Adams et al., 1986, 1993, 1995; Smith et al., 1985; Gillespie et al., 1990). La potenzialità di questa tecnica sta nella capacità di estrarre informazione da pixel misti, trattandoli come tali, descrivendoli in base alle loro componenti, e non includendoli, come succede per le classificazioni rigide,

all'interno di macro classi predefinite. Spesso gli algoritmi di classificazione cercano di adattare l'eterogeneità spettrale creando ambienti discreti a partire da ambienti molto più eterogenei, portando ad una semplificazione dell'ambiente studiato. Basti pensare alla difficoltà che si incontra nel descrivere e definire ambienti eterogenei come gli ambienti ecotonali, ambienti costieri, o ambienti strutturalmente molto complessi e alla perdita di informazione che si avrebbe con una costrizione di questa variabilità in classi rigide. La SMA invece tende a classificare i pixel in accordo con le frazioni di elementi puri che contribuiscono spettralmente alla radianza totale. Questa tecnica può essere utilizzata per discriminare ambienti diversi sulla base delle mappe di frazioni estratte (Adams et al. 1986; Taramelli e Melelli, 2009). E' stata positivamente sperimentata per applicazioni quantitative su immagini multispettrali (Smith et al., 1990; Elmore et al., 2000; Roberts et al., 1998; Small, 2004; Taramelli e Melelli, 2009).

Il modello su cui si incentra la SMA è basato sull'osservazione che, in molte situazioni, la radianza riflessa da una superficie eterogenea coperta dall'IFOV del sensore (Instantaneous Field Of View, determina la risoluzione spaziale di un'ottica) può essere descritta come una combinazione lineare della radianza delle componenti pure (*endmember*), ciascuna pesata per la frazione che occupa all'interno del pixel (Johnson et al., 1983; Singer, 1981; Singer and McCord, 1979). La risposta spettrale totale all'interno di un IFOV non è infatti generalmente associabile a una singola classe (vegetazione, suolo, superfici assorbenti come l'acqua) ma piuttosto ad una mistura di due o più classi (Bresciani et al., 2010; Taramelli et al., 2010c). Questa osservazione permette lo sviluppo di una metodologia che permetta di rappresentare l'intera scena come una mappa di frazioni di *endmember* puri, in cui è ben chiara la variazione spaziale delle varie componenti (Adams et al., 1993; Adams et al., 1986; Gillespie et al., 1990; Sabol et al., 1992; Smith et al., 1990).

Plottando i dati spettrali, ordinati secondo il grado di varianza, in uno spazio multidimensionale (*mixing space*) basato sulle prime componenti principali, essi si distribuiranno secondo le proprie caratteristiche spettrali. In questo spazio delle caratteristiche spettrali si potranno quindi distinguere dei target spettralmente puri, presenti agli apici di questo spazio, la cui combinazione lineare pesata a seconda della frazione che questi occupano all'interno del pixel (*Linear Mixture Model*), costituirà la base di una riclassificazione dell'intera immagine.



### 2.5.5.1 Analisi delle Componenti Principali

L'Analisi in Componenti Principali o PCA (*Principal Component Analysis*) è una tecnica per la semplificazione dei dati utilizzata nell'ambito della statistica multivariata. Lo scopo primario di questa tecnica è la riduzione di un numero più o meno elevato di variabili (rappresentanti altrettante caratteristiche del fenomeno analizzato) in alcune variabili latenti. Ciò avviene tramite una trasformazione lineare delle variabili che proietta quelle originarie in un nuovo sistema cartesiano nel quale la nuova variabile con la maggiore varianza viene proiettata sul primo asse, la nuova variabile seconda per dimensione della varianza, sul secondo asse e così via. La riduzione della complessità avviene limitandosi ad analizzare le principali (per varianza) tra le nuove variabili.

Attraverso la PCA si opera quindi una semplificazione ed un'ottimizzazione del data set originario, minimizzando la ridondanza e massimizzando l'informazione. Attraverso una trasformazione lineare delle componenti originali si ottengono nuove componenti, dette appunto componenti principali (di seguito PCs), ordinate in ordine di varianza decrescente, in modo che nelle prime 2 PCs sia contenuta circa il 90% dell'informazione dell'immagine, e nelle prime 3 PCs venga contenuta fino al 98% dell'informazione. L'autovalore descrive quanta varianza è associata a ciascuna componente principale. Gli autovettori descrivono il contributo di ciascuna banda in ciascuna componente principale e la varianza associata.

### 2.5.5.2 Il *mixing space*

Lo *spectral mixing space* può essere visto come un sistema di coordinate dove un pixel, in ciascun punto, può essere descritto come una mistura lineare di più spettri di *endmember* puri (Small 2004; Li et al., 2005; Taramelli e Melelli, 2009; Taramelli et al., 2010c). La posizione del pixel in questo spazio è determinata dall'abbondanza relativa di ciascuno spettro di *endmember* alla riflettanza totale del pixel. Ogni *endmember* contribuisce in modo lineare a questa riflettanza mista totale.

La *Spectral Mixing Analysis* si basa infatti sul *Linear Mixture Model*, nel quale si assume che la radianza di un pixel misto è dovuta al contributo lineare degli *endmember* che lo caratterizzano, in modo proporzionale all'area che occupano nell'IFOV (*Instantaneous Field of View*, definisce la risoluzione spaziale di un'ottica) (Boardman, 1993).

La selezione degli *endmember* è quindi fondamentale nel determinare l'accuratezza con cui il mixture model può rappresentare la riflettanza.

Lo *spectral mixing space* viene costruito sulle prime 3 componenti principali (PCs), in modo da riassumere tutta l'informazione in uno spazio tridimensionale. Gli *endmember* costituiscono gli apici di questo spazio tridimensionale, e rappresentano le risposte spettrali pure, di cui gli altri pixel sono una mistura lineare (Fig. 2.44).

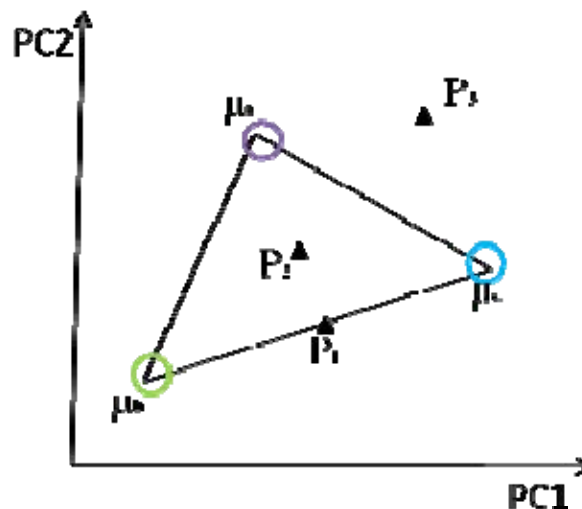


Fig. 2.44 - Rappresentazione di *endmember* per le classi a, b, c, nello spazio spettrale delle due dimensioni PC1 e PC2. Il punto P1 ha al suo interno componenti della classe a e b in egual misura. Il punto P2, essendo al centro dell'area delimitata dai 3 *endmember* ammetterà tutte e 3 le classi in ugual proporzione. Nel caso P3, localizzato all'esterno di tale area, il metodo non dà risultati soddisfacenti: una delle cause può essere la presenza nello spazio delle caratteristiche di un'altra classe spettrale, non presa in considerazione.

### 2.5.5.3 Linear mixture model

La *Spectral Mixing Analysis*, come molti altri approcci che tentano di risolvere la complessità dei pixel misti, si basa sul modello lineare di mistura (*Linear Mixture Model*, LMM), ovvero un modello di tipo fisico in cui si assume che la risposta spettrale di un pixel è la combinazione lineare delle risposte spettrali delle classi componenti (Nash e Conel, 1974; Johnson et al., 1983). I coefficienti, cioè i pesi, della combinazione lineare sono determinati direttamente dalle proporzioni relative o frazioni di superficie coperte da ognuna delle classi.

Indicando con  $\mu_a = (\mu_{a1}, \mu_{a2}, \dots, \mu_{ak})$  il vettore delle misure spettrali nelle  $k$  bande spettrali associato ai prototipi ideali (*endmember*) della classe, cioè ai pixel che contengono al loro interno solo la classe  $a$ , il segnale atteso  $x$  un generico pixel misto è :

$$x = f_1\mu_1 + f_2\mu_2 + \dots + f_n\mu_n = Mf$$

dove  $x$  è il vettore delle misure osservate, cioè l'insieme dei DN (*Digital Number*) misurati dal sensore in ognuna delle  $k$  bande spettrali,  $f$  è il vettore proporzioni delle classi componenti, vale a dire  $f_i$  è la frazione di superficie del pixel coperta dalla classe 1, e così via, ed  $M$  è la matrice ( $k \times m$ ) le cui colonne sono i vettori  $\mu_i$  ( $i=1, \dots, m$ ) che rappresentano le risposte spettrali dei pixel puri o *endmember* delle  $m$  classi componenti (Fig. 2.45).

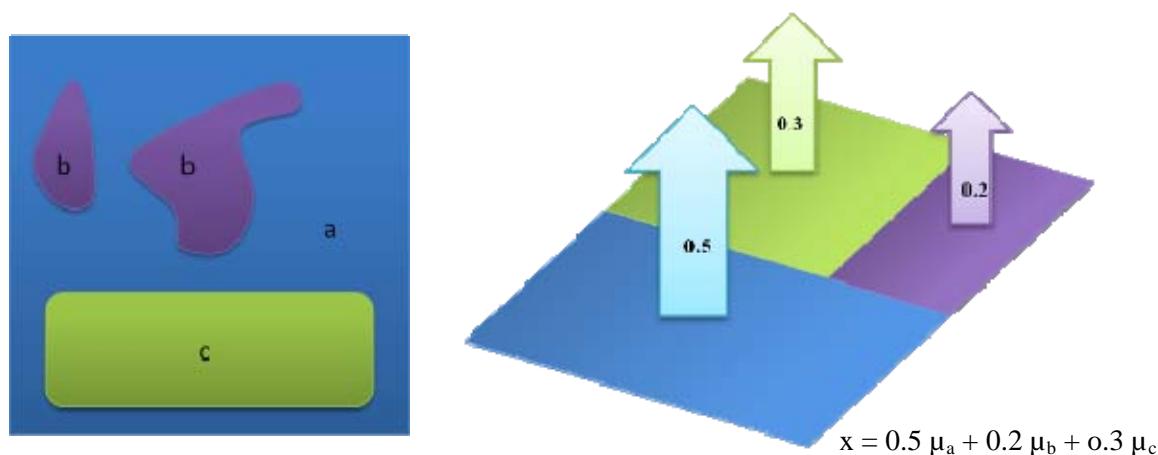


Fig. 2.45 - *Linear Mixture Model* per un singolo pixel. Vengono evidenziate le proporzioni con cui diverse componenti partecipano alla radianza totale di un pixel, direttamente proporzionali allo spazio occupato fisicamente in questo.

Secondo questo modello, le risposte spettrali degli *endmember* si collocano agli estremi di una regione nello spazio multispettrale e la posizione del pixel misto all'interno della regione è legata direttamente alla proporzione o frazione delle classi presenti all'interno del pixel stesso. Quindi dato un determinato vettore di misure spettrali associato ad un pixel e definiti gli *endmember* delle classi, il problema che si pone è quello inverso, detto *unmixing*, cioè di trovare le frazioni delle classi presenti nel pixel misto.

E' fondamentale, al fine di avere soluzioni reali, lavorare con un numero di *endmember* che sia minore del numero di bande analizzate. Con le immagini iperspettrali solitamente questo problema non esiste dato l'enorme numero di bande presenti. Alcuni target come vegetazione, acqua, tipologie di substrati ed altri, possono essere identificati direttamente dall'immagine come spettralmente distinti e possono essere quindi facilmente candidati come *endmember*. Altri *endmember* non sono altrettanto facili da identificare dall'immagine, in quanto sono o poco rappresentati in termini di numero di pixel, o presenti solo in pixel misti (Rosso et al., 2005).

L'assunzione di base è che gli *endmember* definiti siano una base esaustiva e che ognuna delle frazioni sia positiva, cioè che per ogni pixel valgano le relazioni:

$$\sum_{i=1,m} f_i = 1 \quad \text{e} \quad f_i \geq 0$$

Il primo di questi vincoli si rivela spesso problematico nelle applicazioni concrete, poichè non sempre è possibile assicurare di aver definito tutti gli endmember. E' chiaro che un'accurata analisi di unmixing dipende fortemente da una definizione accurata degli endmember, ma la loro scelta è uno dei maggiori problemi nelle applicazioni. Fra le diverse tecniche usate per la loro definizione si ricordano:

- uso di spettri di riflessione misurati in laboratorio o sul terreno;
- uso di pixel modellati come misture di spettri disponibili in apposite basi di dati;
- tecniche di trasformazione dell'immagine, quali ad esempio le componenti principali.

A seconda dell'accuratezza del numero e della tipologia degli endmember scelti si potrà riscontrare un errore più o meno grande nel processo di unmixing. Si possono cercare diverse vie per minimizzare questo errore, a seconda dei vincoli che si vogliono imporre alla soluzione ammissibile del sistema lineare di equazioni. Le situazioni che si possono dare sono:

- Problema non vincolato: semplicemente si trova  $f$  che minimizza la forma quadratica scelta senza che venga imposto alcun vincolo sulla soluzione ammissibile;
- Problema parzialmente vincolato:  $f$  minimizza la forma quadratica obbedendo al vincolo della somma delle sue componenti all'unità (vincolo di esaustività);
- Problema completamente vincolato:  $f$ , oltre a soddisfare un vincolo di esaustività, ammette solo componenti non negative (vincolo di positività).

Per i primi due casi la presenza di componenti che giacciono al di fuori dell'intervallo  $[0,1]$  può essere infatti significativa della scarsa attendibilità del modello fisico all'applicazione reale (la mistura non è lineare), oppure dell'eccessivo rumore che turba le stime delle proporzioni, oppure della scarsa caratterizzazione degli endmember.

Una volta individuati gli *endmember* e deciso il tipo di costrizione che si vuole applicare si può applicare il processo di unmixing a tutta l'immagine producendo come risultato mappe di frazioni di *endmember* che mostrano l'andamento della variabilità spaziale in termini di continuità.

La valutazione dell' *RMS error* indica l'accuratezza matematica del modello per ogni pixel e per ogni banda (Adams et al., 1993; Roberts et al., 1997; Metternich e Fermont, 1998, Small, 2004). Vi è una relazione inversa tra la grandezza dell'errore e l'accuratezza della scelta degli endmember. Un alto RMS errore indica che il modello non è stato costruito correttamente. Un certo grado di errore è comunque inevitabile, per diverse ragioni.

### 2.5.6 Campionamento di firme spettrali per lo studio dell'effetto della profondità sulla radianza del fondo

Al fine di capire quale fosse la reale distorsione che l'aumento della profondità causa nelle risposte spettrali delle varie tipologie di fondo, si è proceduto ad effettuare un campionamento casuale di firme spettrali sulle due tipologie principali di fondo in termini spettrali, ovvero “fondo coperto da vegetazione” e “fondo non coperto da vegetazione”.

Per “fondo coperto da vegetazione” s'intende quel fondo in cui la vegetazione è così abbondante da costituire la componente principale della radianza totale di quel pixel. Le macro tipologie di vegetazione bentonica presente in quest'area possono essere raggruppate in “praterie di *P. oceanica*”, “alghe bentoniche fotofile”. Per quanto riguarda questa tipologia di fondo, è stato effettuato un campionamento di firme spettrali su ogni metro di profondità dai -3 ai -10 m (Fig. 2.47e 2.48). Su ogni metro sono state campionate casualmente 5 firme spettrali, scegliendo le aree in cui la copertura vegetale fosse massima, e dove quindi la risposta spettrale della vegetazione fosse il più libera possibile da altre componenti non vegetazionali, come il substrato. Di conseguenza con grande probabilità si è andato a campionare nelle aree ad alta copertura di *P. oceanica*, essendo quest'ultima la componente vegetazionale con il segnale spettrale più forte e distintivo. La scelta dei punti di campionamento, e quindi la localizzazione delle zone ad alta copertura di *P. oceanica* è stata aiutata dall'applicazione di una tecnica di enfattizzazione che ha permesso di migliorare la visualizzazione dell'immagine. Si è scelto di far iniziare il campionamento dai -3 m perchè la presenza di *P. oceanica* è rilevante solo da questa profondità in poi. Si è limitato il campionamento a -10 m perchè la capacità di visualizzare la presenza di vegetazione diveniva dubbia oltre questa profondità.



Fig. 2.47 - Localizzazione dei punti di campionamento delle firme spettrali su il "fondo coperto da vegetazione" (principalmente *P. oceanica*), nella zona antistante le saline di Tarquinia e Punta della Quaglia.



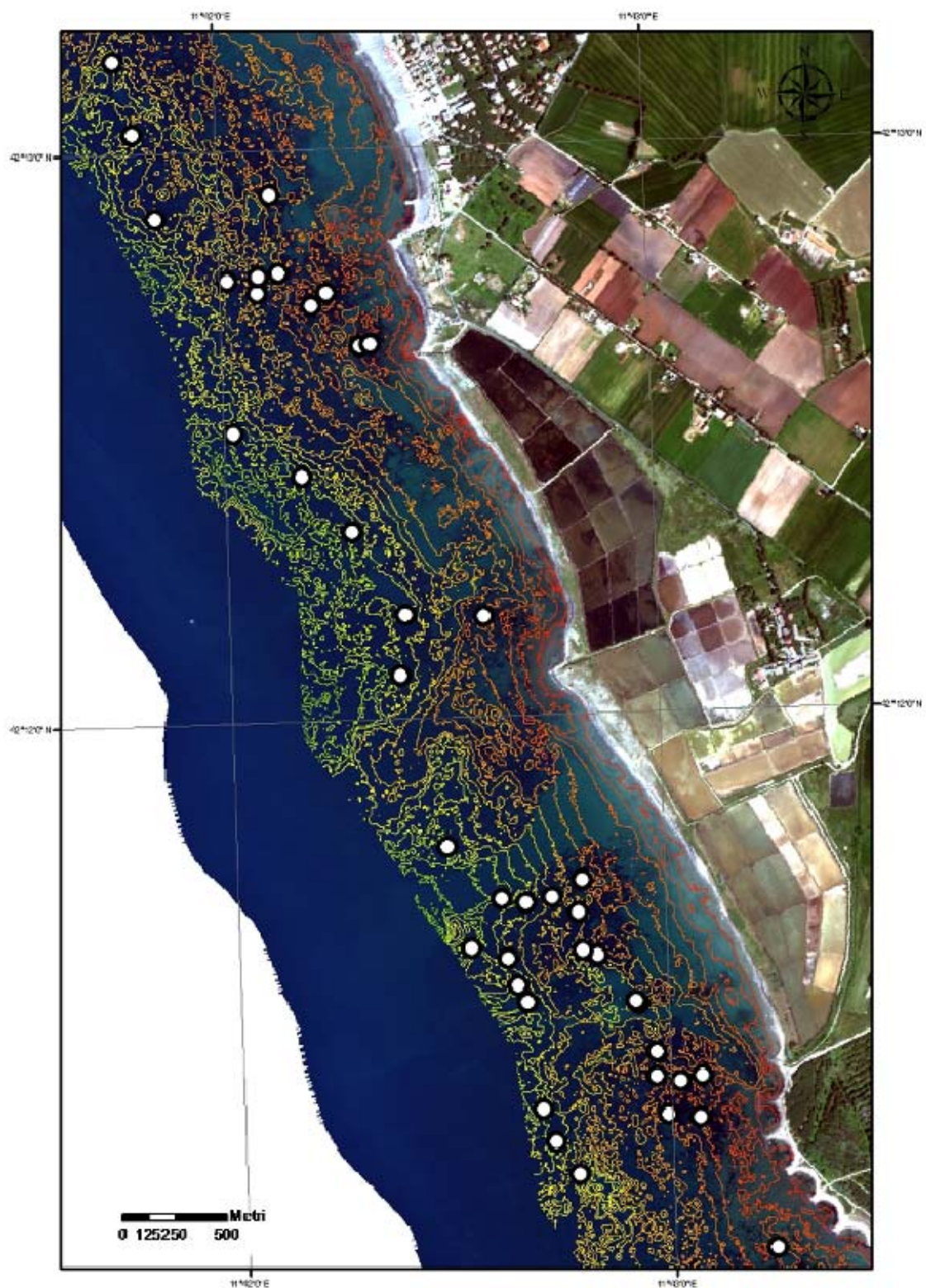


Fig. 2.48 - Zoom sulla localizzazione dei punti di campionamento delle firme spettrali su il "fondo coperto da vegetazione" (principalmente *P. oceanica*), visualizzati insieme alle isolinee (-1; -12 m). Il campionamento è stato effettuato su ogni metro di profondità, dai -3 ai -10 m. Per ogni metro sono state effettuate 5 repliche. (limitare batimetriche da 3 a 10 m).

Per quanto riguarda il “fondo non coperto da vegetazione”, s’intende quel fondo in cui la componente vegetale è minima o assente, e tale da non incidere affatto, o solo in minima parte, sulla risposta spettrale del fondo. Si tratta principalmente di fondo mobile, non colonizzato da fanerogame e macroalghe, e da fondo duro scarsamente colonizzato da vegetazione. Su questa tipologia di fondo si è proceduto con un campionamento casuale ad ogni metro batimetrico da -1 a -10 m, con 3 campionamenti per ogni metro. Sono state selezionate due zone per il campionamento, una a nord della prateria, in prossimità del fiume Marta, ed una più a sud, in un’area antistante la foce del Mignone (Fig. 2.50 e 2.51). In queste due aree infatti è certa la presenza di fondo mobile non colonizzato da vegetazione. Si è preferito campionare su due aree potenzialmente differenti tra di loro in termini di composizione e granulometria del sedimento, e caratteristiche della colonna d’acqua, sia per verificare la potenziale differenza spettrale dovuta a questi fattori, sia, e soprattutto, per evitare che le variazioni della firma spettrale attribuibili all’effetto della profondità dipendessero in realtà da altre variabili.





Fig. 2.50 - Localizzazione dei punti di campionamento delle firme spettrali su il "fondo non coperto da vegetazione" (principalmente fondo mobile), a nord in prossimità della Foce del Marta, ed a sud in prossimità della Foce del Mignone.



Fig. 2.51 - Zoom sulla localizzazione dei punti di campionamento delle firme spettrali su il "fondo non coperto da vegetazione" (principalmente fondo mobile), visualizzati insieme alle isolinee (-1; -12 m). Il campionamento è stato effettuato su ogni metro di profondità da -1 a -10 m. Sono state realizzate 3 repliche per ogni metro di profondità, per entrambe le aree.

### 3 RISULTATI E DISCUSSIONI

#### 3.1 L'albero delle decisioni

L'albero delle decisioni è stato utilizzato come primo approccio per valutare la possibilità di discriminazione delle caratteristiche spettrali del fondo marino costiero, con particolare attenzione a quella porzione di fondo caratterizzata dalla presenza di *Posidonia oceanica*.

Il fondo marino costiero è stato dapprima esplorato attraverso l'utilizzo di tracciati video che hanno consentito, attraverso un'analisi combinata con i dati spettrali (Cap.2, par. 2.5.3), la selezione di alcune tipologie di fondo spettralmente distinguibili tra loro. Le differenze spettrali presenti tra le tipologie selezionate hanno costituito la base per la costruzione di nodi in un albero delle decisioni. E' da chiarire che le tipologie di fondo di seguito presentate sono state identificate e raggruppate principalmente per le loro caratteristiche spettrali più che per il loro ruolo ecologico. Non è stato possibile infatti distinguere spettralmente fondo mobile da fondo duro non coperto da vegetazione, ed aree di prateria a bassa copertura con aree rocciose ad elevata copertura algale, essendo le risposte spettrali di questi target molto simili in presenza della colonna d'acqua sovrastante. L'albero delle decisioni, basandosi su una conoscenza *a priori* dell'area, è una classificazione supervisionata, fisicamente basata. Di seguito sono presentati alcuni profili spettrali che delineano gli andamenti tipici delle tipologie di fondo prese in esame.

1) Dalle aree caratterizzate da *P. oceanica* presente ad un elevato grado di copertura (Fig. 3.1a) sono stati estratti i profili tipici, di cui viene di seguito presentato un esempio in figura 3.1b.

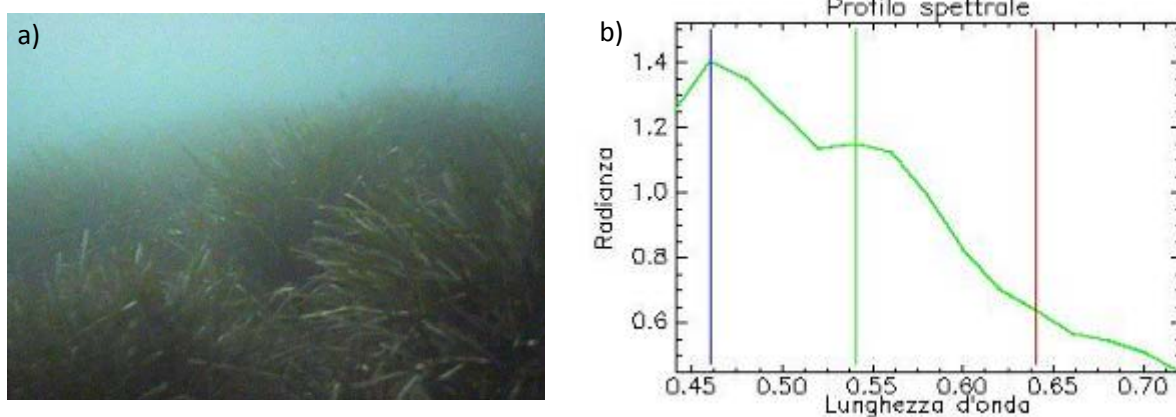


Fig. 3.1 – a, b. a) Foto estratta dai tracciati video: *P. oceanica* ad elevata copertura (42 13 7.68 N 11 41 51.24 E). b) Esempio di profilo spettrale di *P. oceanica* presente ad un elevato grado di copertura, in ambiente sommerso.

Dato l'elevato grado di copertura è corretto assumere che la risposta ottica emergente sia riconducibile a *P. oceanica*, senza alcuna interferenza da parte del substrato sottostante, con un contributo spettrale degli epifiti che si ritrovano abbondanti in questa stagione sulle foglie di Posidonia, e della colonna d'acqua sovrastante.

La risposta spettrale (Fig. 3.1b ) presenta valori di radianza molto elevati nelle prime bande del visibile, che tendono poi a diminuire spostandosi verso la banda del rosso. Questo profilo spettrale nel range del visibile è dovuto parzialmente alle proprietà ottiche della pianta, che possono essere messe in relazione principalmente con la tipologia e la concentrazione dei pigmenti (Cap.1, par.1.3.7.1) e che qui si esplicano in elevati valori di radianza nel verde ed un elevato assorbimento nel rosso, e parzialmente con l'effetto della colonna d'acqua che va a modificare la firma originale della pianta riflettendo molto nel blu ed assorbendo molto nel rosso.

La firma della *Posidonia* in acqua è molto differente da quella che si registra in assenza della colonna d'acqua. In acqua si perde infatti gran parte dell'andamento caratteristico della firma spettrale della vegetazione (Fig. 3.2).

In figura 3.2 viene riportato ad esempio un confronto tra una risposta spettrale di vegetazione in ambiente emerso e della fanerogama in acqua, che mostra come l'acqua modifica la firma spettrale, portando ad una diminuzione generale dei valori di radianza, un abbattimento della radianza nel rosso, e ad una maggiore riflessione invece nelle lunghezze d'onda più brevi.

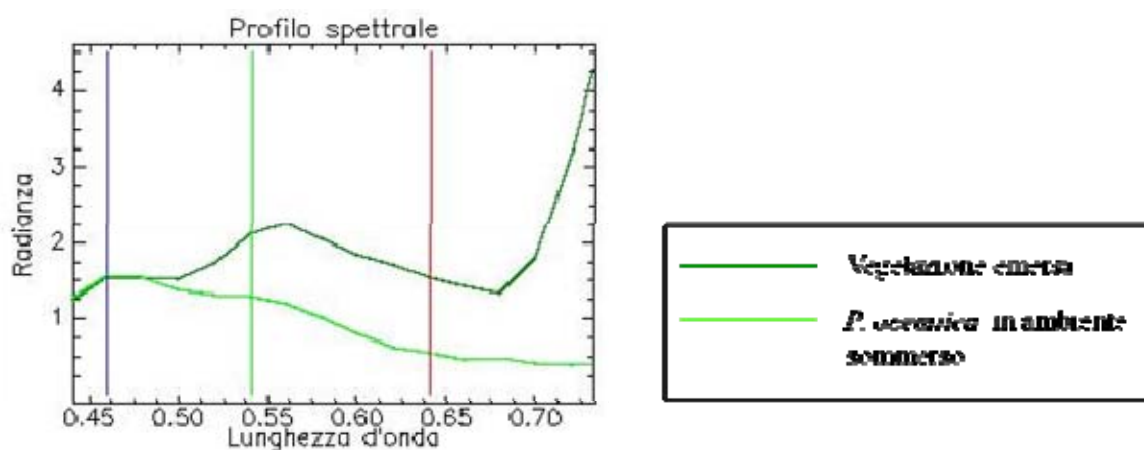


Fig. 3.2. Confronto tra una firma spettrale generica di vegetazione emersa ed una firma di *P. oceanica* in ambiente sommerso, nel range del visibile (0.433-0.733 μm ).



2) Da aree di **fondo non vegetato** o in cui la vegetazione presente è talmente esigua da non apportare un contributo spettrale alla radianza uscente (Fig. 3.3a) sono stati estratti i profili tipici, di cui ne viene presentato un esempio in figura 3.3b.

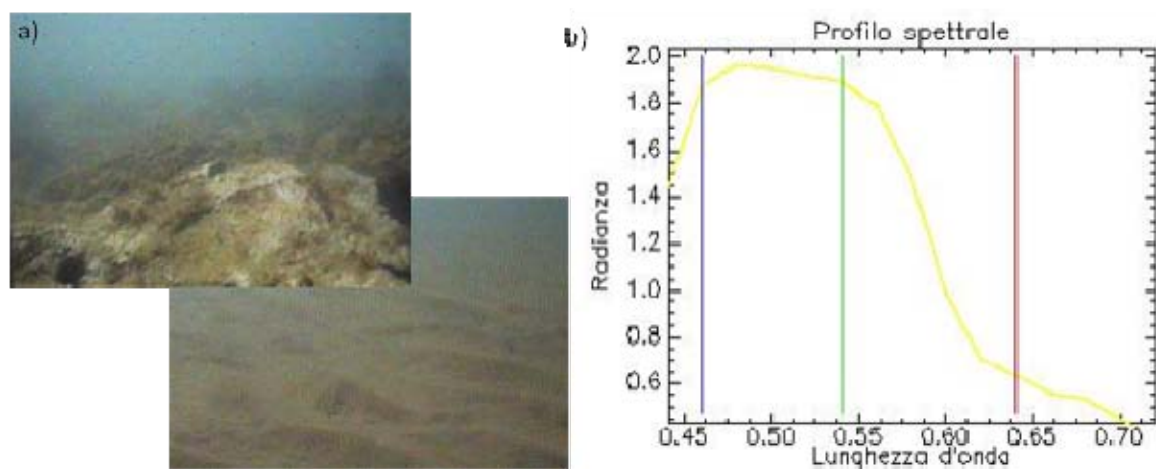


Fig. 3.3 - a, b. a). Foto estratte dai tracciati video: aree di fondo duro con scarsa copertura algale (42 13 24.57 N 11 41 43.43 E) ed aree di fondo mobile non colonizzate da vegetazione (42 12 27.28 N 11 42 23.70 E). b) Esempio di profilo spettrale di un fondo non vegetato o scarsamente vegetato, in ambiente sommerso.

Questa firma è quindi relativa a tutte quelle aree di fondo mobile non colonizzate da vegetazione e di quelle aree di fondo duro in cui la copertura vegetale è minima. In queste aree la risposta spettrale emergente è determinata principalmente dalle grandi capacità riflettenti di questi substrati, caratteristica che porta ad avere per questo target valori di radianza molto più elevati rispetto a quelli trovati per *P. oceanica*.

In ambiente sommerso i valori di radianza pur rimanendo elevati si abbassano notevolmente rispetto a quelli tipici dell'ambiente emerso, che si aggirano intorno ai 3 – 4  $W \cdot sr^{-1} \cdot m^{-2} \cdot \mu m^{-1}$ , come mostrato in figura 3.4. Si osserva infatti come vi sia un abbassamento generale dei valori di radianza, che diviene più accentuato nella zona del rosso a causa delle capacità di assorbimento dell'acqua in questo range (Fig. 3.4).

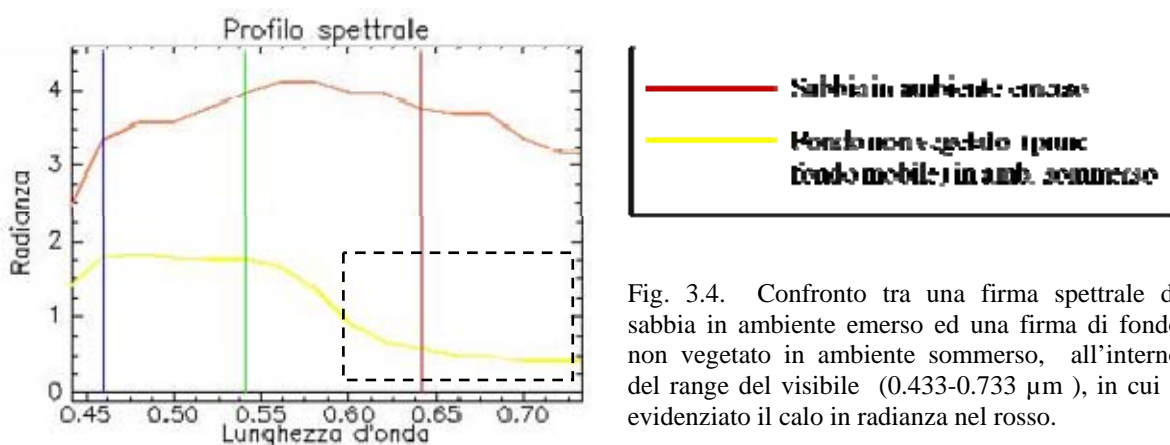


Fig. 3.4. Confronto tra una firma spettrale di sabbia in ambiente emerso ed una firma di fondo non vegetato in ambiente sommerso, all'interno del range del visibile (0.433-0.733  $\mu m$ ), in cui è evidenziato il calo in radianza nel rosso.

3) Da aree a *P. oceanica* presente a bassi livelli di copertura sia su fondo duro che mobile e/o ad aree di fondo duro con elevata copertura algale (Fig.3.5a) sono stati estratti i profili tipici di cui viene presentato un esempio in figura 3.5b.

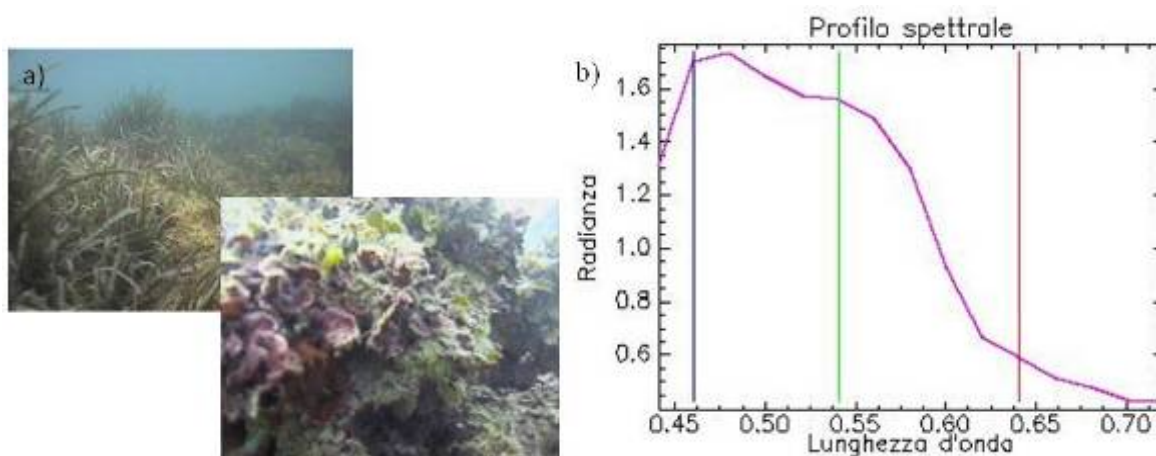


Fig. 3.5 - a, b. a) Foto estratte dai tracciati video su un tratti di aree a *P. oceanica* presente a bassi livelli di copertura (42 10 50.75 N 11 43 2.32 E) e di fondo roccioso con elevata copertura algale (42 13 34.73 N 11 41 38.06 E). b) Profilo spettrale di *P. oceanica* presente a bassi livelli di copertura e/o di fondo roccioso con elevata copertura algale

Queste due tipologie di fondale possono essere raccolte all'interno di un'unica classe per la similarità delle loro risposte spettrali. In entrambe le tipologie infatti la risposta spettrale è determinata in parte dal contributo ottico della vegetazione, che porta ad un abbassamento dei valori di radianza rispetto a quelli del fondo non vegetato, ed in parte al contributo ottico del substrato che porta principalmente ad una diminuzione del valore del rapporto tra banda 2 e banda 3 (Fig. 3.6). Questo rapporto risulta essere infatti positivo per le aree ad alta copertura di *P. oceanica*, e negativo per aree di fondo non vegetato o coperto da vegetazione a bassa copertura, come evidenziato nella figura sottostante.

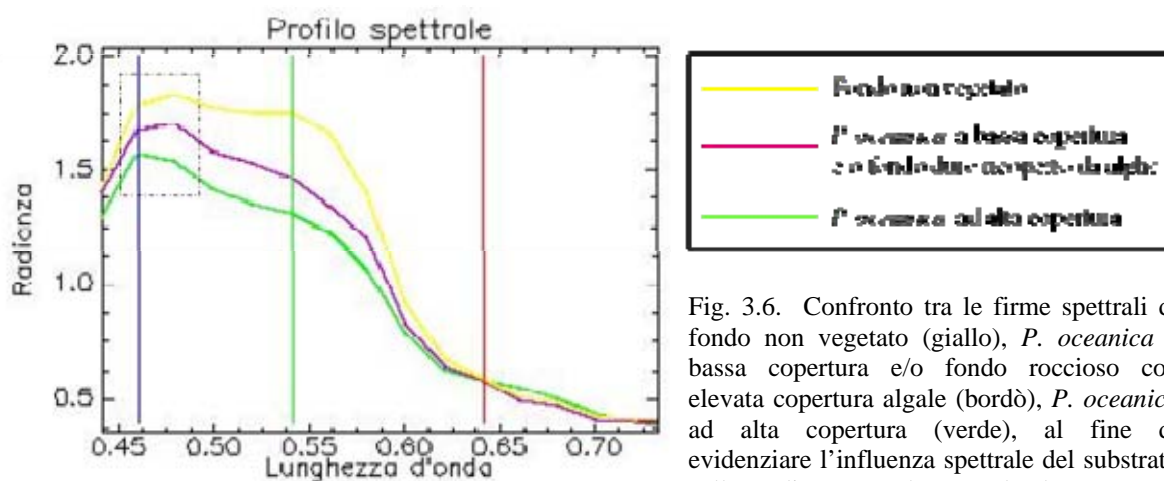


Fig. 3.6. Confronto tra le firme spettrali di fondo non vegetato (giallo), *P. oceanica* a bassa copertura e/o fondo roccioso con elevata copertura algale (bordo), *P. oceanica* ad alta copertura (verde), al fine di evidenziare l'influenza spettrale del substrato sulla radianza totale quando la copertura vegetale è bassa. Evidenziato la variazione nel rapporto tra le bande 2 e 3.

4) Le **acque otticamente profonde** (Fig.3.7a), ovvero quelle acque in cui la risposta spettrale del fondo non contribuisce o contribuisce solo in minima parte alla radianza totale emergente, mostrano l'andamento spettrale presente in figura 3.7b. La risposta spettrale è quindi in questo caso prettamente legata alle proprietà ottiche dell'acqua.

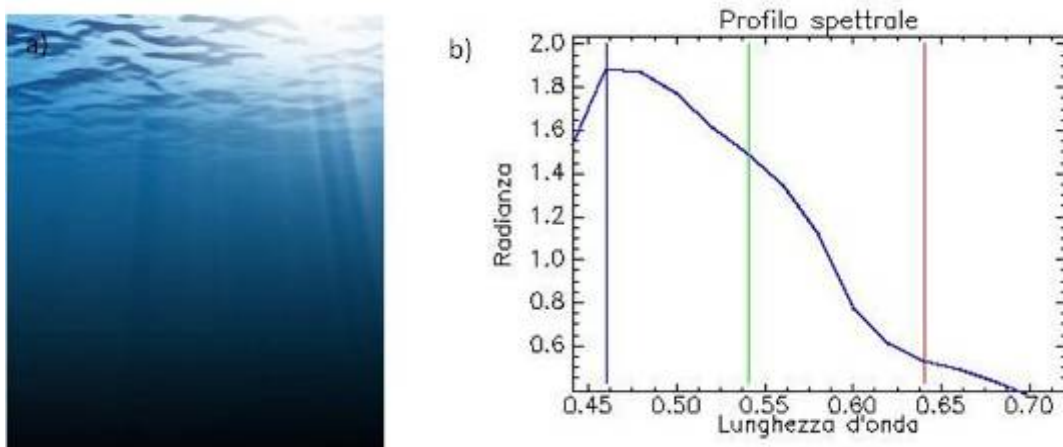


Fig. 3.7 - a, b. a) Foto di una colonna d'acqua marina. b) Profilo spettrale di una colonna d'acqua così profonda che il contributo ottico del fondo alla radianza totale emergente può considerarsi nullo.

Una grande riflessione nel blu ed un profondo assorbimento nel rosso sono gli attributi che più la caratterizzano. L'acqua, come noto, riflette molto nelle lunghezze d'onda a maggiore frequenza (blu-verde), assorbendo invece in quelle a minor frequenza (rosso ed infrarosso) (Kirk, 1983).

L'albero delle decisioni (Fig. 3.8) realizzato sulla base dello studio delle caratteristiche spettrali di questi target è mostrato di seguito:

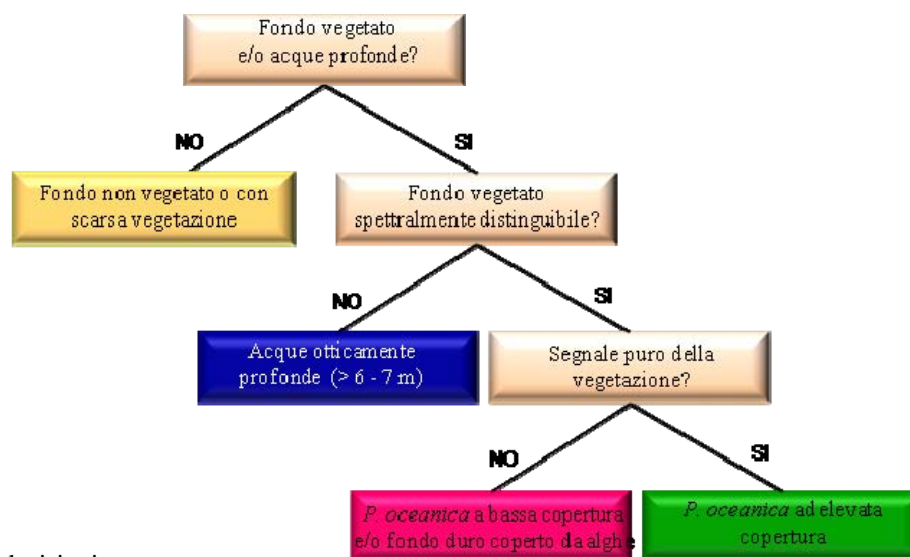


Fig. 3.8. Albero delle decisioni.

Per costruire i nodi sono stati utilizzati rapporti di bande, valori assoluti e sottrazioni tra bande, come mostrato di seguito:

1° nodo:  $(b2/b7) > 1$  e  $(b2/b4) > 1$  e  $(b5/b6) > 1$   $W \cdot sr^{-1} \cdot m^{-2} \cdot \mu m^{-1}$

2° nodo:  $b2 < 1.7$   $W \cdot sr^{-1} \cdot m^{-2} \cdot \mu m^{-1}$

3° nodo:  $(b2-b4) > 0.1$   $W \cdot sr^{-1} \cdot m^{-2} \cdot \mu m^{-1}$

Dove:

$b2 = 2^\circ$  banda (0.453-0.473  $\mu m$ )

$b4 = 4^\circ$  banda (0.493-0.513  $\mu m$ )

$b5 = 5^\circ$  banda (0.513-0.533  $\mu m$ )

$b6 = 6^\circ$  banda (0.533-0.553  $\mu m$ )

$b7 = 7^\circ$  banda (0.553-0.573  $\mu m$ )

Le bande 2 e 4 sono state quelle principalmente utilizzate per distinguere le aree in presenza di vegetazione.

Applicando l'albero delle decisioni all'immagine MIVIS costituita dai primi 15 canali (0.433-0.733  $\mu m$ ) e a cui è stata applicata una maschera nella zona emersa, si è ottenuta una riclassificazione della zona sommersa in base alle proprietà spettrali selezionate, che mette in luce le principali tipologie di fondo presenti in quest'area di studio, come mostrato in figura 3.9.



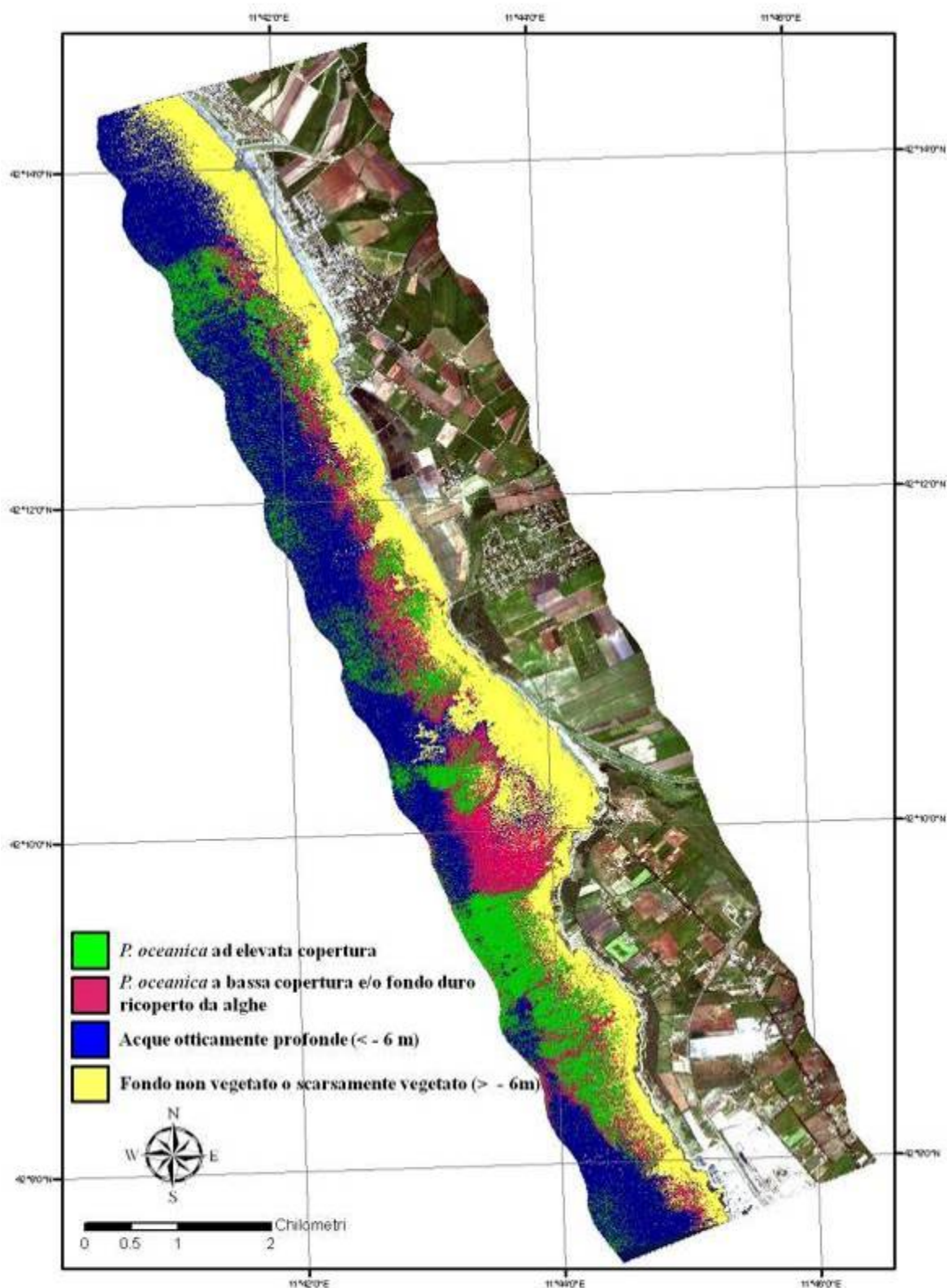


Fig. 3.9. Applicazione dell'albero delle decisioni all'immagine iperspettrale. Si distinguono 4 classi spettrali che caratterizzano il fondo marino costiero nella zona d'interesse: in verde, aree a *P. oceanica* presente ad elevati livelli di copertura; in bordò, aree a *P. oceanica* presente a bassi livelli di copertura e/o fondo duro con elevata copertura algale; in blu, acque otticamente profonde; in giallo, fondo non vegetato o scarsamente vegetato.

La classe “fondo non vegetato o scarsamente vegetato” mostrata in giallo si estende fino a 6 m di profondità. Non è stato possibile identificare ulteriori classi all’interno di questa a causa della forte dipendenza della risposta spettrale dalla profondità, che portava all’identificazioni di classi di profondità (principalmente 0-3 m e 3-6 m) piuttosto che di tipologie di fondo. Oltre i 6 m di profondità le caratteristiche spettrali di questa classe non sono più distinguibili da quelle della colonna d’acqua.

Per quanto riguarda la vegetazione, dai 3 ai 6 metri si riescono a distinguere due classi di copertura vegetale del fondo: una classe che individua tutte le aree a *P. oceanica* con copertura elevata, in cui il segnale ottico della vegetazione è puro, ed una seconda classe dove invece il segnale spettrale della vegetazione è misto a quello del substrato ed è relativo ad aree a *P. oceanica* a bassa copertura o ad aree rocciose colonizzate da alghe.

Si riscontra una grande limitazione nella distinzione dei target oltre i - 6 m di profondità. Utilizzando questo approccio infatti il segnale ottico del fondo della maggior parte dei pixel presenti oltre questa profondità non è distinguibile da quello della colonna d’acqua, come evidenziato in figura 3.10.

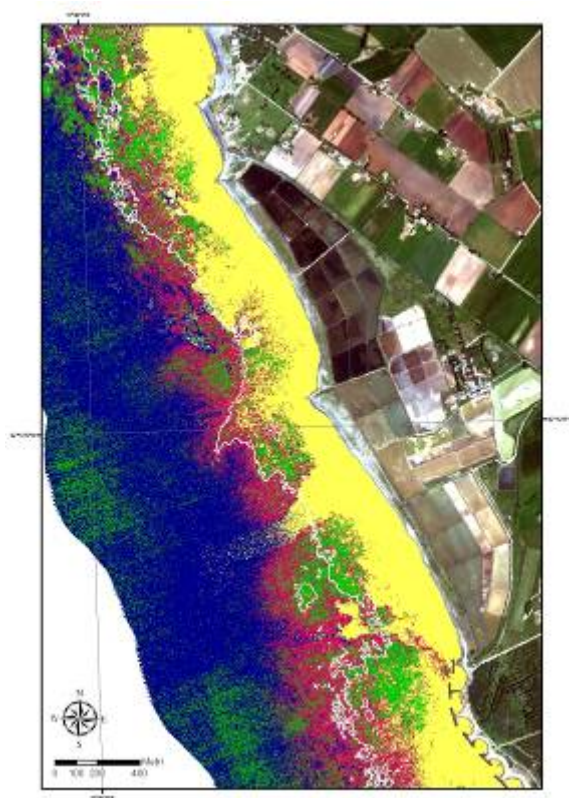


Fig. 3.10. Particolare della classificazione ottenuta attraverso l’applicazione dell’albero delle decisioni su cui è stata sovrapposta l’isobata a - 6 m per evidenziare il calo nella capacità di distinzione dei target oltre questa profondità.

## 3.2 Spectral Mixing Analysis

### 3.2.1 Analisi dei mixing space

I primi 15 canali del dato iperspettrale MIVIS sono stati analizzati attraverso l'Analisi delle Componenti Principali (PCA), che ha portato ad un raggruppamento della maggior parte della varianza contenuta nel dataset in sole 3 bande, dette Componenti Principali (di seguito PCs). La prima componente principale contiene il 98.26% della varianza, la seconda componente principale l'1.58% e la terza lo 0.11%; le altre componenti principali si portano dietro pochissima informazione utile, contenendo più che altro rumore di fondo (tab.3.1 e fig.3.11).

PC	Autovalore	Percentuale di varianza cumulativa
----	------------	---------------------------------------

1	4.1158	98.26%
2	0.0663	99.84%
3	0.0044	99.95%
4	0.0009	99.97%
5	0.0006	99.98%
6	0.0002	99.99%
7	0.0001	99.99%
8	0.0001	99.99%
9	0.0001	99.99%
10	0.0001	100.00%
11	0.0000	100.00%
12	0.0000	100.00%
13	0.0000	100.00%
14	0.0000	100.00%
15	0.0000	100.00%

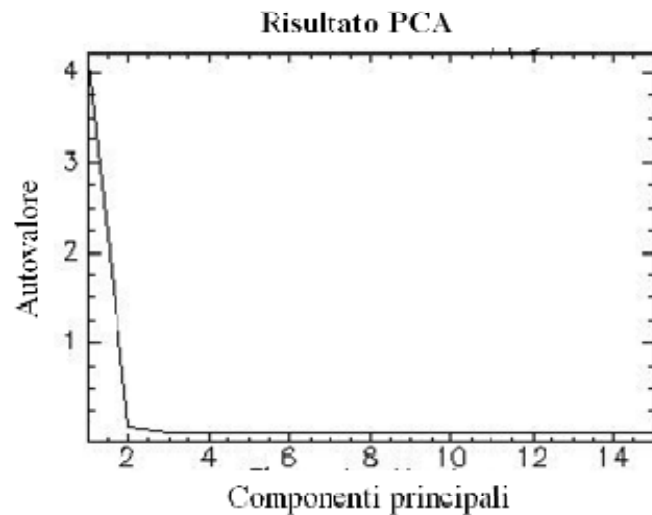


Fig.3.11. Valori assunti dalle 15 componenti principali.

Tab. 3.1. Statistiche della PCA. Gli autovalori rappresentano i nuovi valori assunti dalle bande ruotate; la varianza spiegata da ogni componente viene presentata in forma cumulativa dalla 1° alla 15° PC.

Ogni Componente Principale racchiude una parte della varianza relazionata ad uno o più fattori specifici. Di seguito sono visualizzate in scala di grigi le prime 3 Componenti Principali, sulle quali sono state basate le elaborazioni (Fig. 3.12).

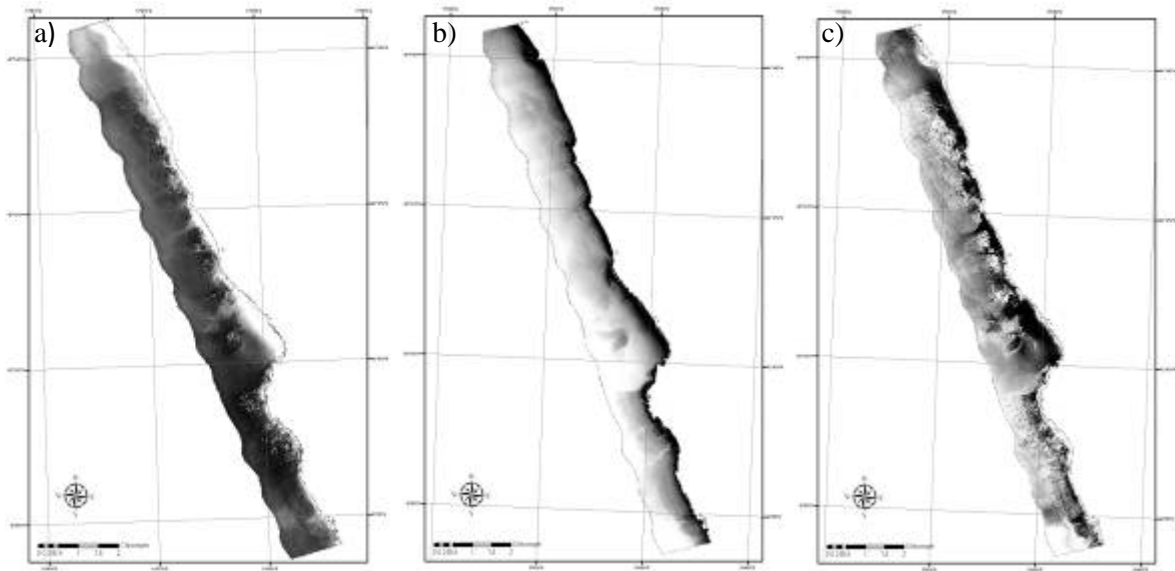


Fig. 3.12 – a,b,c. Visualizzazione in scala di grigi delle prime 3 bande risultanti dall'Analisi delle Componenti Principali eseguita sui primi 15 canali MIVIS, nell'area sommersa. a) PC1; b) PC2; c) PC3.

Importando questi *file raster* all'interno del software ArcGIS 9.2 ® si possono visualizzare gli istogrammi di frequenza dei valori assunti dalle nuove PCs per ciascun pixel (Fig. 3.13). Gli istogrammi sono stati discretizzati in 3 classi in cui i pixel con i valori più alti sono quelli che sono maggiormente vengono spiegati dalla Componenti Principale in considerazione.

Classificando le immagini relative a ciascuna PC su questa base si riesce ad evidenziare qual è il target che viene meglio spiegato da ciascuna componente (Fig. 3.14 a,b,c).

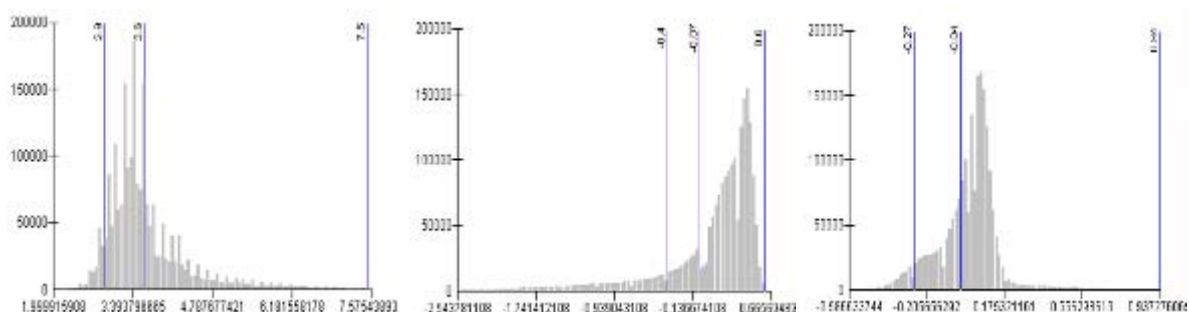
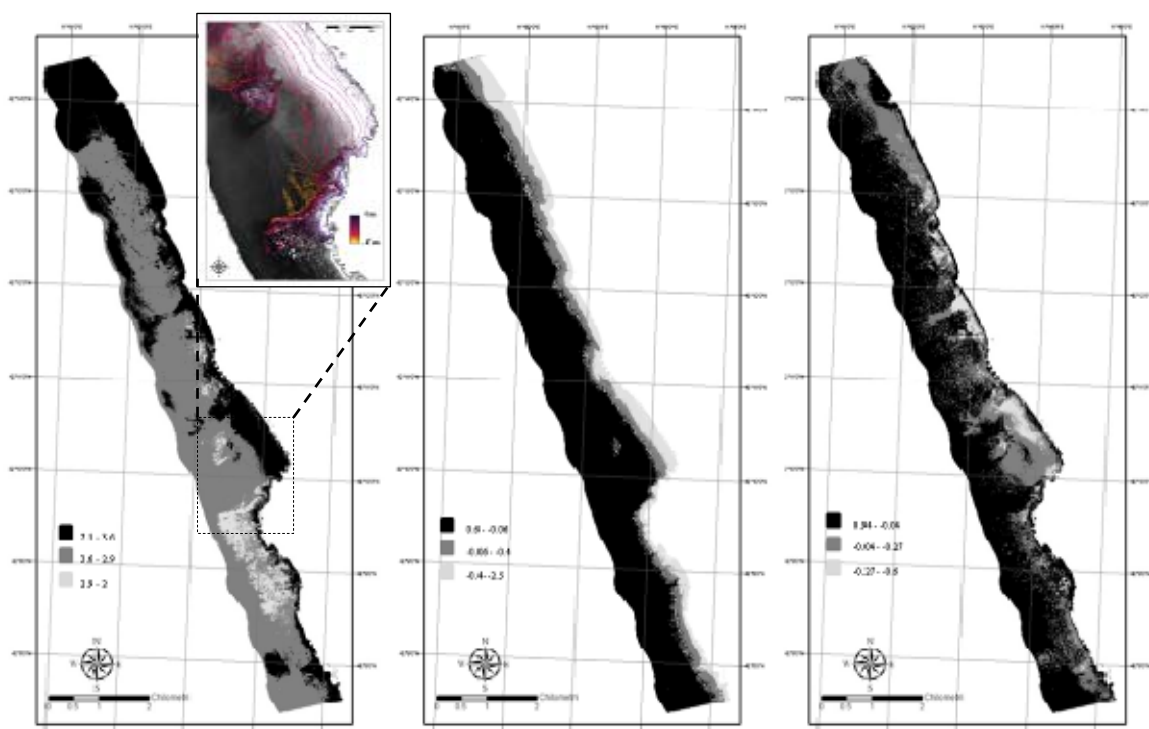


Fig. 3.13. Istogrammi che descrivono la frequenza dei valori assunti dalle nuove PCs. E' stata realizzata un suddivisione in 3 classi dei valori, per ottenere una migliore visualizzazione dell'informazione contenuta in ciascuna PC. a) PC1; b) PC2; c) PC3.



3.14 – a,b,c. Classificazione di ciascuna Componente Principale sulla base degli istogrammi che descrivono la distribuzione dei nuovi valori assunti. 3 classi: valori elevati in nero, valori medi in grigio scuro, valori bassi in grigio chiaro. I pixel caratterizzati da valori elevati e medi sono quelli che vengono meglio descritti dalla Componente Principale. a) PC1 e zoom su un'area che, a causa del repentino diminuire della profondità e dell'esposizione ad ovest del versante, probabilmente si trovava in ombra durante il sorvolo matutino; b) PC2; c) PC3.

Nella prima PC i valori più alti (7.5 – 3.6) si riscontrano per il fondo non coperto da vegetazione (in nero in fig.3.14a) che corrisponde a quelle aree di fondo, per lo più mobile, non interessate da copertura vegetale, che si estendono dalle profondità minori sino a quelle più elevate. I valori medi, che sono i più frequenti, si riscontrano in quella parte di fondo interessato da vegetazione, ed in particolare dalla presenza di *P. oceanica*. Queste aree di fondo vegetato si confondono in parte con aree che durante il volo probabilmente si trovavano in ombra, in parte a causa dell'esposizione ad ovest del versante, in parte a causa di repentine variazioni di profondità (zoom in fig. 3.14a). Tutto ciò suggerisce che attraverso questa prima PC che contiene la maggior parte della varianza, queste due tipologie di fondo, interessato da vegetazione e no, possano essere ben distinte. La seconda PC descrive principalmente l'effetto della profondità sulla radianza, con valori molto elevati nelle acque più profonde (0.6- -0.06) e che vanno a diminuire verso le acque più superficiali (Fig. 3.14b), identificando un limite netto a -3 m (grigio chiaro), dopo il quale vi è un cambiamento netto della variabilità spettrale del fondo ed un aumento della complessità del segnale. Per la terza PC i valori più elevati si hanno per quella parte di fondo interessato da vegetazione (0.94- -0.04), che anche qui si confonde in parte con aree



ombreggiate. Il fondo vegetato contrasta molto con quello non interessato da vegetazione (valori medi e bassi), soprattutto a profondità minori (Fig 3.14 c).

Queste prime 3 componenti principali, che contengono il 99,95% della varianza totale, sono state utilizzate per costruire uno spazio delle caratteristiche spettrali (*spectral mixing space*), in cui tutti i pixel dell'immagine si distribuiscono sul piano bidimensionale in modo tale da fornire la maggior informazione riguardo le loro caratteristiche spettrali.

Numerosi *spectral mixing spaces* sono stati costruiti sulle prime 3 Componenti Principali, prendendo in considerazione porzioni di fondo marino di diversa estensione (es. fig. 3.15). La forma dei *mixing space* risultanti è determinata dalle proprietà spettrali delle varie componenti biotiche e abiotiche che caratterizzano questo fondo marino costiero, tenendo conto della presenza di *dark* (assorbimento) dovuto sia alla colonna d'acqua sovrastante (determinante nella distribuzione lungo il *mixing space*) che alla morfologia del fondo marino (ombre). Nonostante la forma dei *mixing space* (descritta in dettaglio nel paragrafo

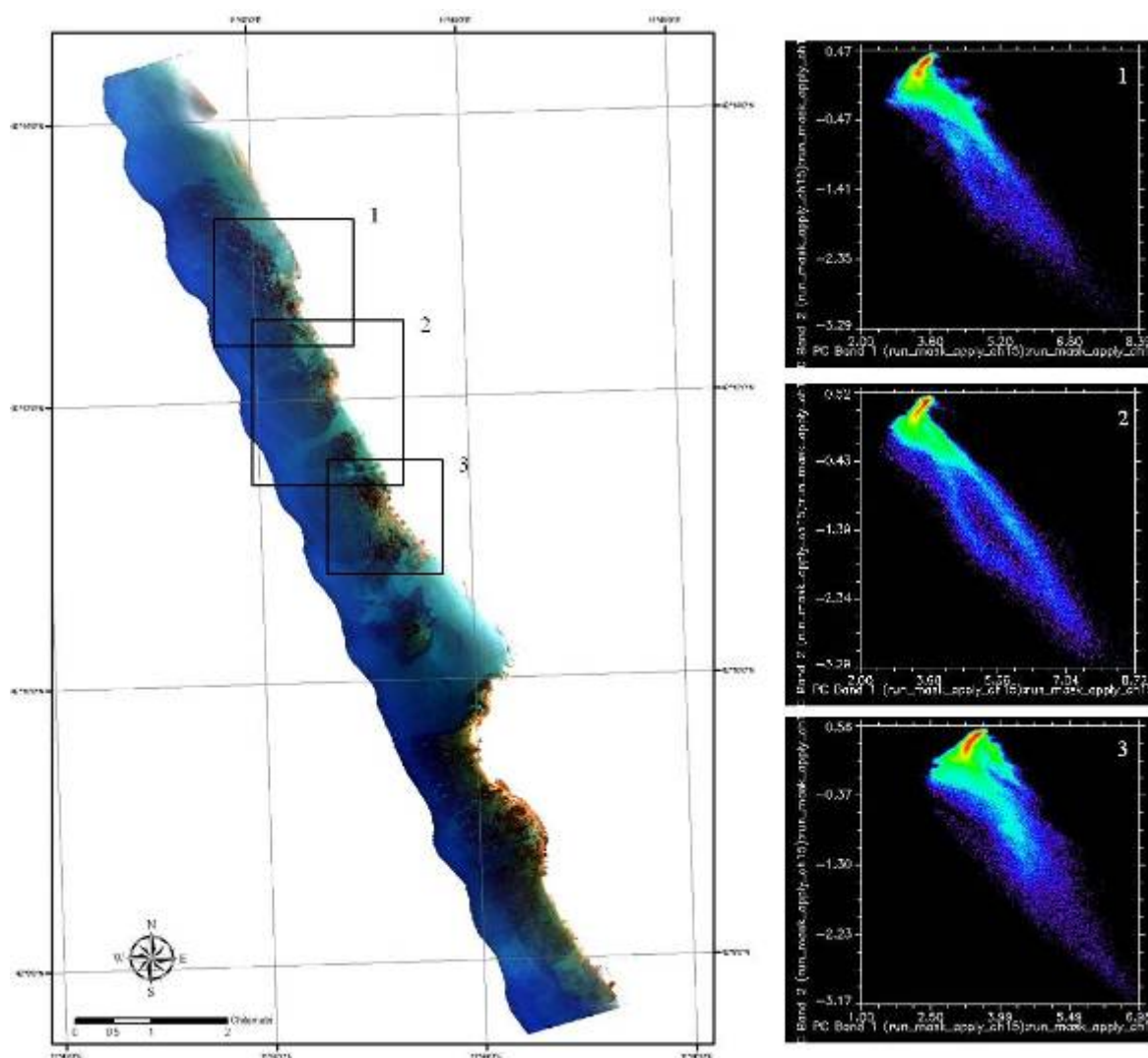


Fig. 3.15. Esempi di *mixing space* (PC1vsPC2) costruiti su vari subset dell'immagine. La forma del *mixing space* si mantiene costante in tutti e 3 i subset portati ad esempio.

3.3.2) cambi a seconda dell'area indagata, in quanto cambiano le componenti prese in considerazione, una forma abbastanza costante ricorre nei vari subset, come mostrato nella figura 3.15.

Dopo una prima indagine sulle diverse porzioni di fondo marino costiero, che ha avuto come scopo principale quello di individuare le caratteristiche spettrali principali presenti nel fondo e di focalizzare le informazioni generali estraibili dal *mixing space*, si è lavorato su *mixing space* che prendono in considerazione l'intero fondo costiero presente nell'area di studio.

Nel *mixing space* preso in considerazione (Fig. 3.16a), che racchiude il 99,84% dell'informazione spettrale contenuta nell'intera immagine, si distinguono 4 *endmember* puri, identificabili agli apici di questo spazio bidimensionale: il fondo coperto da vegetazione, il fondo non coperto da vegetazione, intendendo con quest'ultimo quella parte di fondo, per lo più mobile, dove la presenza di vegetazione è talmente esigua da non intervenire nel segnale ottico, le acque otticamente profonde ed i fondi di acque superficiali. Gli stessi *endmember* si ritrovano agli apici dei *mixing space* costruiti prendendo in considerazione anche la seconda e terza componente principale (Fig.3.16b,c). La combinazione lineare di questi *endmember* puri, che si assume contribuiscano spettralmente alla radianza totale di ciascun pixel nella proporzione in cui sono fisicamente presenti in questi, rappresenta il fondo dell'area in esame. Le immagini contenute in figura 16 mostrano le firme spettrali in radianza relative a ciascun *endmember* e le corrispondenti immagini acquisite con telecamera subacquea.

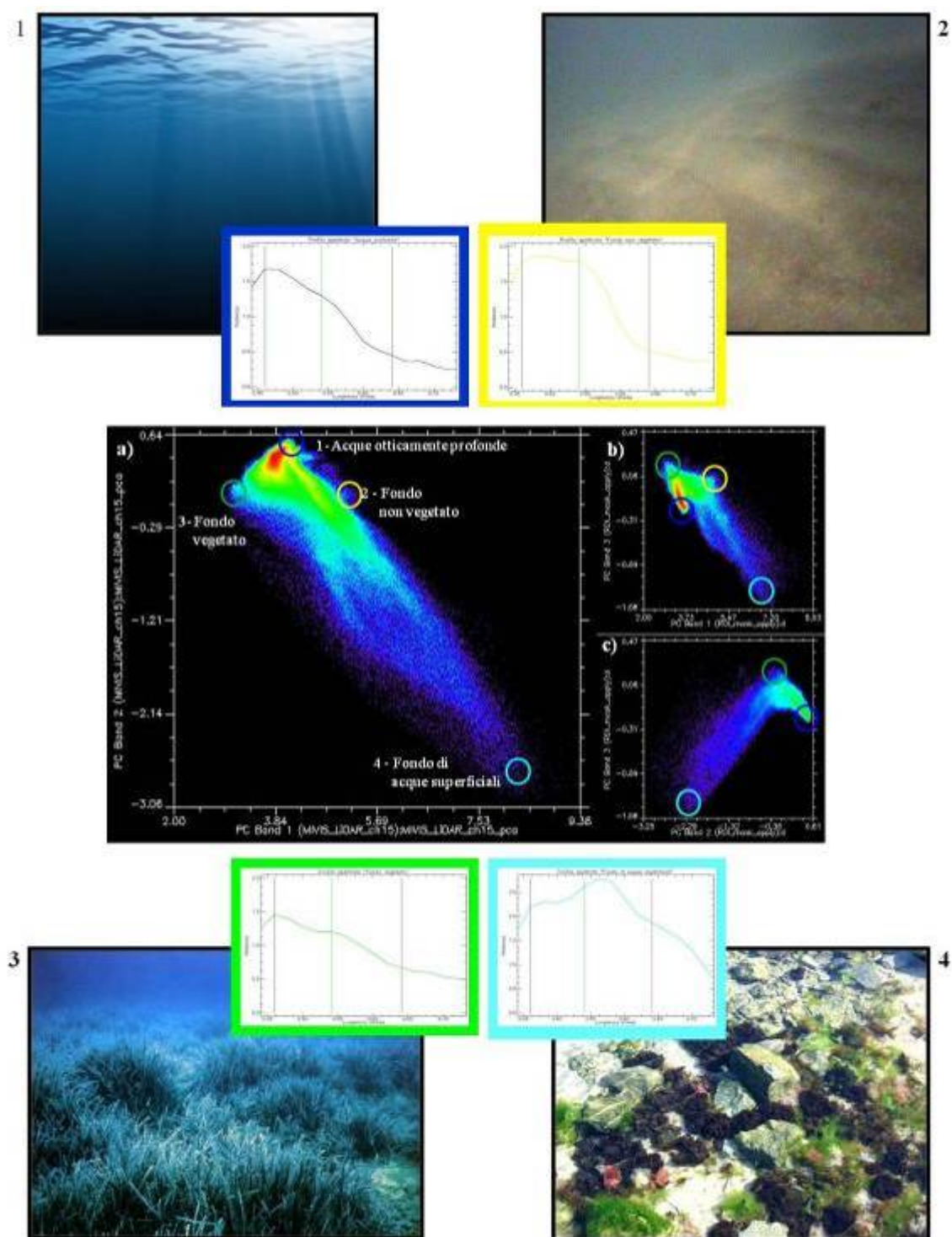


Fig. 3.16 – a, b, c. *Spectral mixing space* costruiti sulle prime 3 Componenti Principali, sui quali sono stati cerchiati i 4 *endmember*: 1-“acque otticamente profonde”, 2-“fondo non vegetato”, 3-“fondo vegetato”, 4-“fondo di acque superficiali”. Ciascun *endmember* è descritto da un’istantanea estratta dai transetti video e foto di campo, ed associato al proprio profilo spettrale. a) PC1 vs PC2; b) PC1 vs PC3; c) PC2 vs PC3.



Nella figura 3.17 sono evidenziati e localizzati i pixel più puri trovati per ciascun *endmember*, successivamente singolarmente descritti. Le aree spettralmente pure, in particolare quelle relative al fondo vegetato e non vegetato, dopo essere state localizzate, sono state osservate direttamente *in situ* durante le varie immersioni effettuate nel Maggio 2010, al fine di validarne la reale natura.

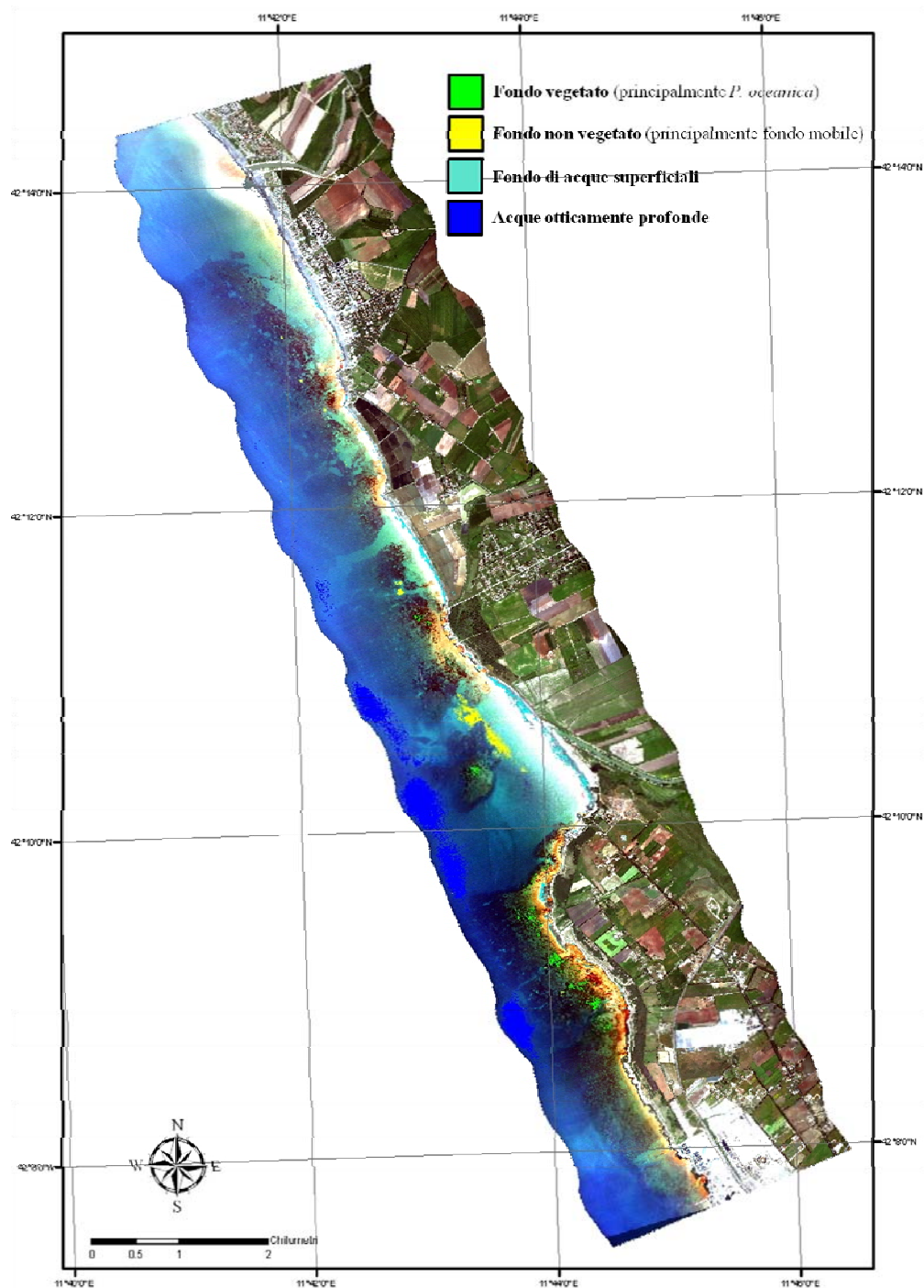


Fig. 3.17. Immagine MIVIS su cui sono state visualizzate le aree spettralmente pure relative agli *endmember*: “acque otticamente profonde”, “fondo non vegetato”, “fondo vegetato”, “fondo di acque superficiali”.

1 - L'apice più in alto nel *mixing space* è riconducibile alla risposta spettrale delle *acque otticamente profonde*, *endmember* che corrisponde a quelle aree a maggiore profondità, dove il contributo spettrale del fondo è quasi o totalmente nullo e dove la maggior parte della risposta spettrale è riconducibile alle caratteristiche ottiche della colonna d'acqua (in blu in figura 3.17). La risposta spettrale presenta chiaramente alti valori di radianza nel blu ed un forte assorbimento nel rosso, tipici della colonna d'acqua (Kirk, 1983) (Fig. 3.18).

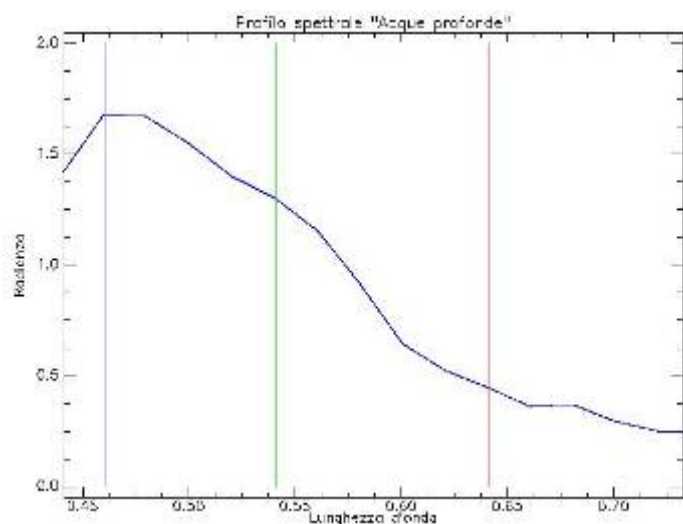


Fig. 3.18. Profilo spettrale dell'*endmember* "acque profonde", sui primi 15 canali MIVIS, relativo ad acque in cui il segnale spettrale è dato esclusivamente dalle caratteristiche ottiche della colonna d'acqua.

Il segnale dell'acqua può essere associato ad un segnale di ombre e corpi neri (*dark*) che tendono ad assorbire la radiazione in quasi tutto lo spettro del visibile e dell'infrarosso, creando attenuazione su tutti i segnali provenienti dalle diverse componenti del fondo e della colonna d'acqua. In questo modo la variabilità spettrale delle diverse componenti è da considerarsi 'residua' se confrontata con l'influenza del *dark* sulle aree sommerse delle immagini iperspettrali.

2 - L'apice in alto a sinistra nel *mixing space* è relativo a aree di *fondo non coperto da vegetazione*. Questo tipo di fondo si presenta con un segnale spettrale puro in zone di fondo mobile, presenti a circa -6 m di profondità (in giallo in fig. 3.17), dove la copertura vegetale o è completamente assente, o è presente in quantità talmente esigue da non influenzare il segnale ottico emergente.

Il segnale spettrale mostra alti valori di radianza nel blu e nel verde, più alti di quelli mostrati da *P. oceanica*, e bassi valori di radianza nel rosso dove la colonna d'acqua assorbe gran parte dell'energia elettromagnetica (Fig. 3.19). Le caratteristiche spettrali di questo substrato sono approfondite nel paragrafo 3.1 (2).

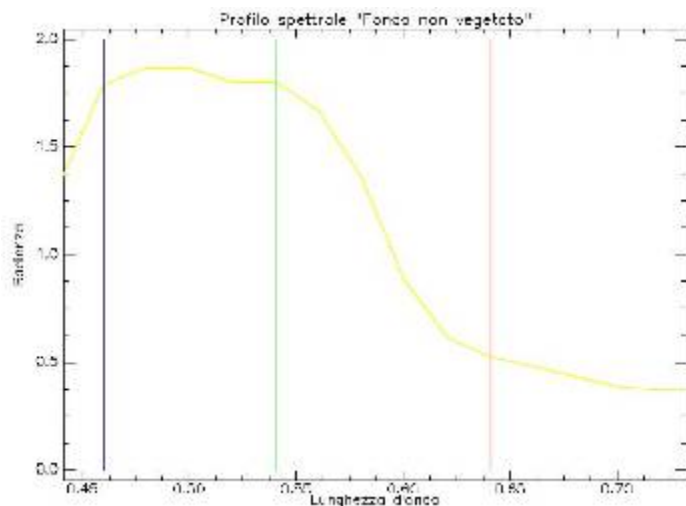


Fig 3.19. Profilo spettrale dell'*endmember* "fondo non coperto da vegetazione", sui primi 15 canali MIVIS, relativo ad aree di fondo mobile non colonizzato.

3- L'apice a destra corrisponde ad aree di *fondo coperto da vegetazione*, che si presentano con un segnale spettrale particolarmente puro in aree a *P. oceanica* presente ad elevato livelli di copertura e a basse profondità, intorno ai -3 m (in verde in figura 3.17). In queste aree, infatti, l'unico segnale ottico che arriva al sensore è quello puro della *P. oceanica*, assieme a quello della colonna d'acqua sovrastante. Dato l'alto valore di copertura di *P. oceanica* il sedimento non contribuisce minimamente al segnale ottico uscente. Il profilo spettrale di *P. oceanica* in acqua (Fig. 3.20) è modificato dalla presenza della colonna d'acqua sovrastante, che determina un aumento della radianza nel blu ed un forte assorbimento nel rosso, come approfondito nel paragrafo 3.1 (1).

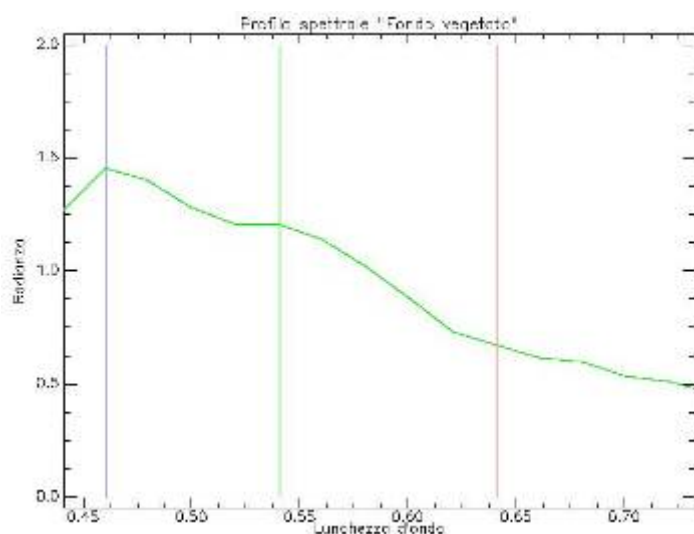


Fig. 3.20. Profilo spettrale dell'*endmember* "fondo vegetato", sui primi 15 canali MIVIS, relativo ad aree a *P. oceanica* ad elevata copertura.

4- L'apice più in basso nel *mixing space* è relativo al *fondo di acque superficiali* ( $< 1-2$  m), (in celeste in figura 3.17). Questo *endmember* corrisponde ai fondi della zona del mesolitorale, dove sabbia, rocce, alghe bentoniche, foglie spiaggiate e materiale vegetale in degradazione, producono un segnale spettrale particolarmente misto. Questo segnale spettrale (Fig. 3.21) data la grande influenza del substrato molto riflettente e la bassa influenza della colonna d'acqua assorbente, mantiene valori alti di radianza su tutto il range del visibile.

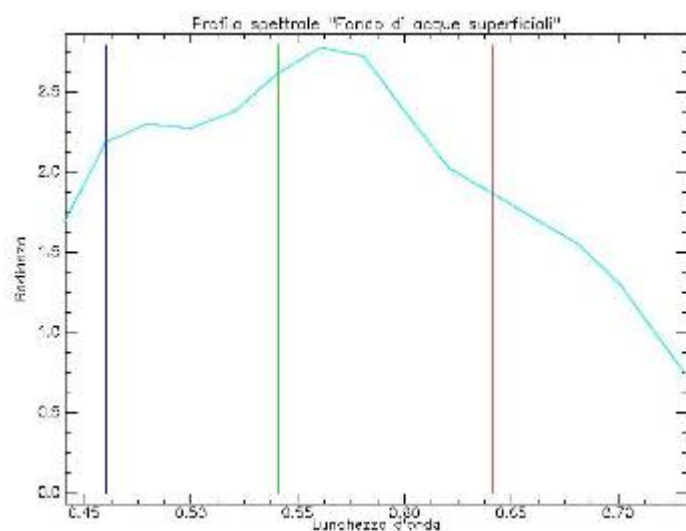


Fig. 3.21. Profilo spettrale dell'*endmember* "fondo di acque superficiali", sui primi 15 canali MIVIS.

### 3.2.2 Modello lineare di unmixing

Sulla base dell'analisi del *mixing space* l'immagine è stata scomposta in una combinazione lineare di *endmember* puri, che vanno a contribuire in percentuali diverse alla radianza totale di ciascun pixel. A seconda del numero di *endmember* scelti si avrà un risultato più o meno esatto, la cui accuratezza potrà essere valutata attraverso la matrice del RMS error, come spiegato nel capitolo 2, paragrafo 2.5.4.3.

L'utilizzo di diverse combinazioni di *endmember* puri ha mostrato che la maggiore accuratezza nel processo di *unmixing* per l'area presa in esame è raggiunta includendo nell'algoritmo del *modello lineare di unmixing* le firme spettrali di tutti e 4 gli *endmember* presentati sopra, in modalità “non costretta”.

Il segnale spettrale emergente dall'intero fondo marino è quindi interpretato come mistura lineare della risposta ottica pura di “fondo vegetato”, “fondo non vegetato”, “fondo di acque superficiali” e “acque otticamente profonde”.

Il processo di *unmixing* consente la realizzazione di mappe di frazioni (Fig. 3.22) in cui è possibile visualizzare il contributo spettrale percentuale di ciascun *endmember*. Questo consente di identificare le aree più pure relative a ciascun *endmember*, ovvero quelle in cui il contributo spettrale di questo è uguale o vicino al 100%, e le aree progressivamente più miste. Le mappe di frazioni relative a ciascuno dei 4 *endmember* sono state importate in ambiente GIS, suddivise in 4 classi di contributo spettrale percentuale e visualizzate come presentato in figura 3.22.

Questa visualizzazione consente la descrizione delle caratteristiche biologiche e morfologiche della porzione di fondo marino costiero presa in esame come un *continuum* di proprietà ottiche, e consente una chiara distinzione tra le diverse tipologie di fondo qualora il limite si presenti in modo molto netto e le tipologie molto differenziate tra di loro in termini spettrali (come succede ad esempio per il limite superiore della prateria, distinguibile perfettamente dalle zone adiacenti di fondo non vegetato), ed una variazione graduale qualora sia presente un'elevato grado di eterogenità (aree occupate da *P. oceanica* a diversi gradi di copertura e/o fondi duri con copertura algale).

Questa tecnica d'interpretazione dell'immagine ha portato quindi all'identificazione di porzioni di fondo caratterizzate da assenza totale, che corrispondono principalmente ad aree di fondo mobile, di porzioni di fondo in cui la componente vegetale diviene via via più importante, in termini di aumento della copertura del substrato da parte principalmente di *P. oceanica*, ed infine di fondi completamente ricoperti da vegetazione (*P. oceanica*).

L'interpretazione delle caratteristiche spettrali della prateria basata sull'*unmixing* mostra come questa sia caratterizzata da contributi spettrali percentuali che seguono gradienti dipendenti due fattori principali: il grado di copertura e la profondità.

Si hanno infatti contributi spettrali percentuali elevati (50-100%) laddove la prateria presenta un elevato grado di copertura e dove quindi il contributo spettrale del fondo non vegetato è minimo; contributi spettrali percentuali del fondo vegetato bassi si riscontrano invece laddove il grado di copertura vegetale diminuisce e/o la profondità aumenta (aumento del contributo spettrale percentuale della colonna d'acqua).

Il fondo non vegetato presenta valori elevati di contributo percentuale laddove si è in presenza di fondi prettamente mobili privi di copertura vegetale, ed è caratterizzato invece da valori percentuali minori laddove la copertura vegetale si fa più importante, come ad esempio nelle aree rocciose antistanti Sant'Agostino o dove la *P. oceanica* inizia a divenire dominante. Anche per il fondo mobile si ha una diminuzione dei valori percentuali mano a mano che la profondità aumenta e la colonna d'acqua diviene quindi spettralmente più importante, tanto che per profondità maggiori di -10 -12 m va a contribuire per il 100% al segnale spettrale emergente (in blu in figura 2.22).



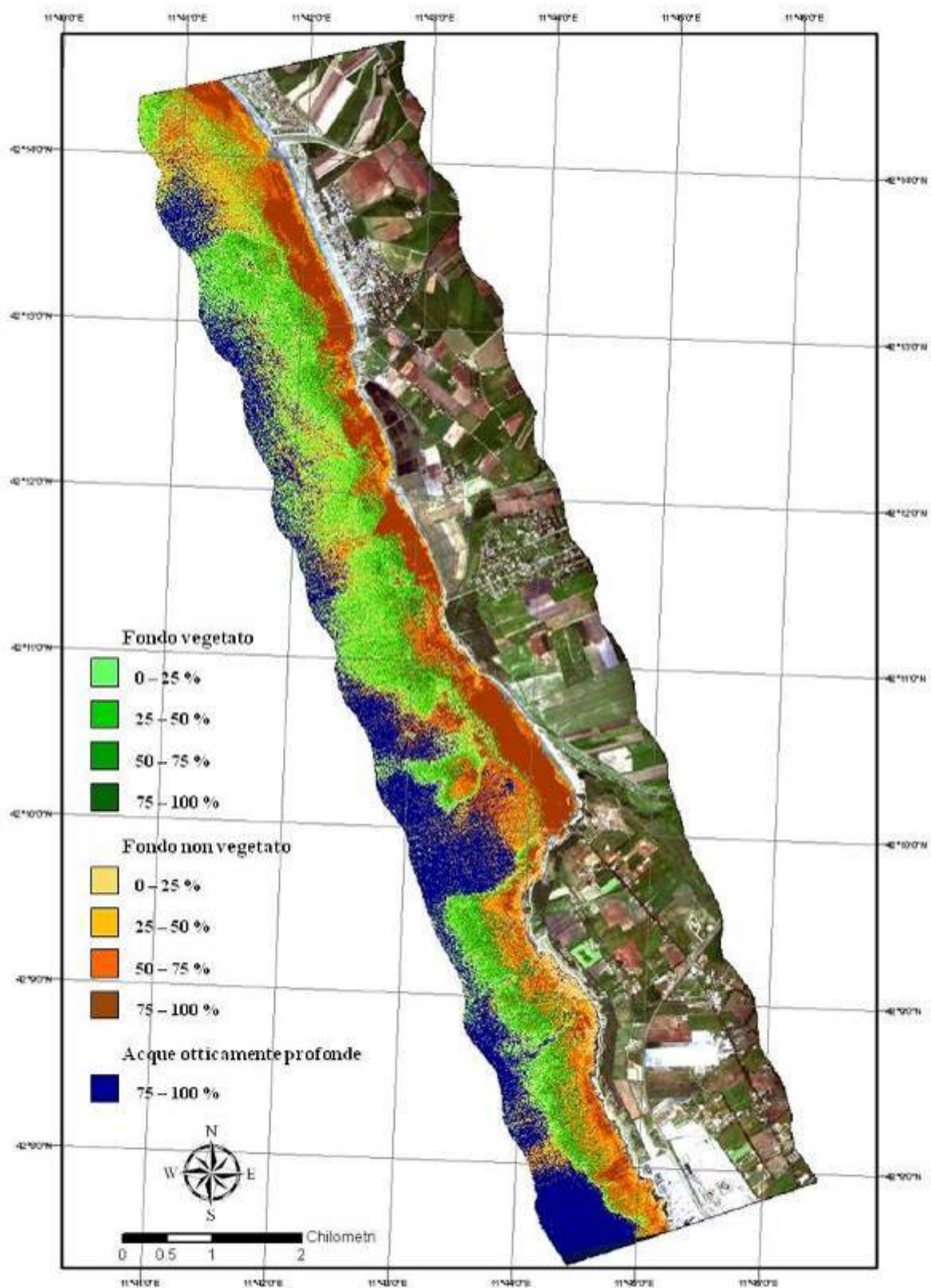


Fig. 3.22. Visualizzazione in ArcGis 9.2 delle mappe di frazioni risultati dal processo di *unmixing* lineare, relative a 3 dei 4 endmember utilizzati: fondo vegetato (principalmente *P. oceanica*), fondo non vegetato (principalmente fondo mobile), acque otticamente profonde. Sono mostrate le classi dei contributi spettrali percentuali relativi ad ogni endmemembr.

La classificazione presentata in figura 3.22 è stata visualizzata successivamente su tre livelli di combinazione ottica, in cui sono stati inseriti solo gli endmember del fondo vegetato e del fondo non vegetato (RGB = R- “fondo non vegetato”; G- “fondo vegetato”; B: “fondo vegetato”) (Fig. 3.23).

Questa visualizzazione consente infatti di interpretare più chiaramente le caratteristiche della prateria, in quanto vengono visualizzati solo quegli endmember (fondo vegetato e fondo non vegetato) che caratterizzano il fondo marino in questione e che contribuiscono a creare un gradiente reale di copertura vegetale.

Attraverso questa visualizzazione all'interno della prateria di *P. oceanica*, divengono quindi più chiaramente distinguibili aree di fondo vegetato presenti a diversi livelli di copertura: si passa dal rosso, dove il contributo spettrale della vegetazione è massimo e quello del fondo non vegetato è minimo, fino al bianco/celeste dove invece il contributo del fondo non vegetato diviene determinante.

Il gradiente di copertura oltre ad essere un descrittore della prateria consente anche di fare delle inferenze sulla tipologia di substrato su cui *P. oceanica* è impiantata: le aree a massima copertura (rosso intenso in figura 3.23) corrispondono probabilmente ad aree di prateria su fondo mobile, in quanto questa fanerogama, come noto, riesce a formare praterie molto dense solo su fondi sabbiosi, mentre le aree a bassa copertura possono essere relazionate principalmente ad aree di prateria su fondo duro, dove *P. oceanica* è presente sempre a livelli di copertura medio-bassi, a prateria rada su fondo mobile e/o a formazioni rocciose ricoperte da alghe. Le aree a bassa copertura di *P. oceanica* non sono probabilmente distinguibili dalle aree a fondo duro ricoperte da alghe a partire dal solo segnale spettrale ricavabile dall'immagine, in quanto per entrambe il segnale ottico emergente è determinato principalmente da risposte ottiche combinate di vegetazione e substrato, piuttosto che dalle lievi differenze spettrali che possono esistere tra le due tipologie di vegetazione. Vengono qui quindi entrambe visualizzate in sfumature che passano dal rosso al bianco, e non distinte spettralmente tra loro.



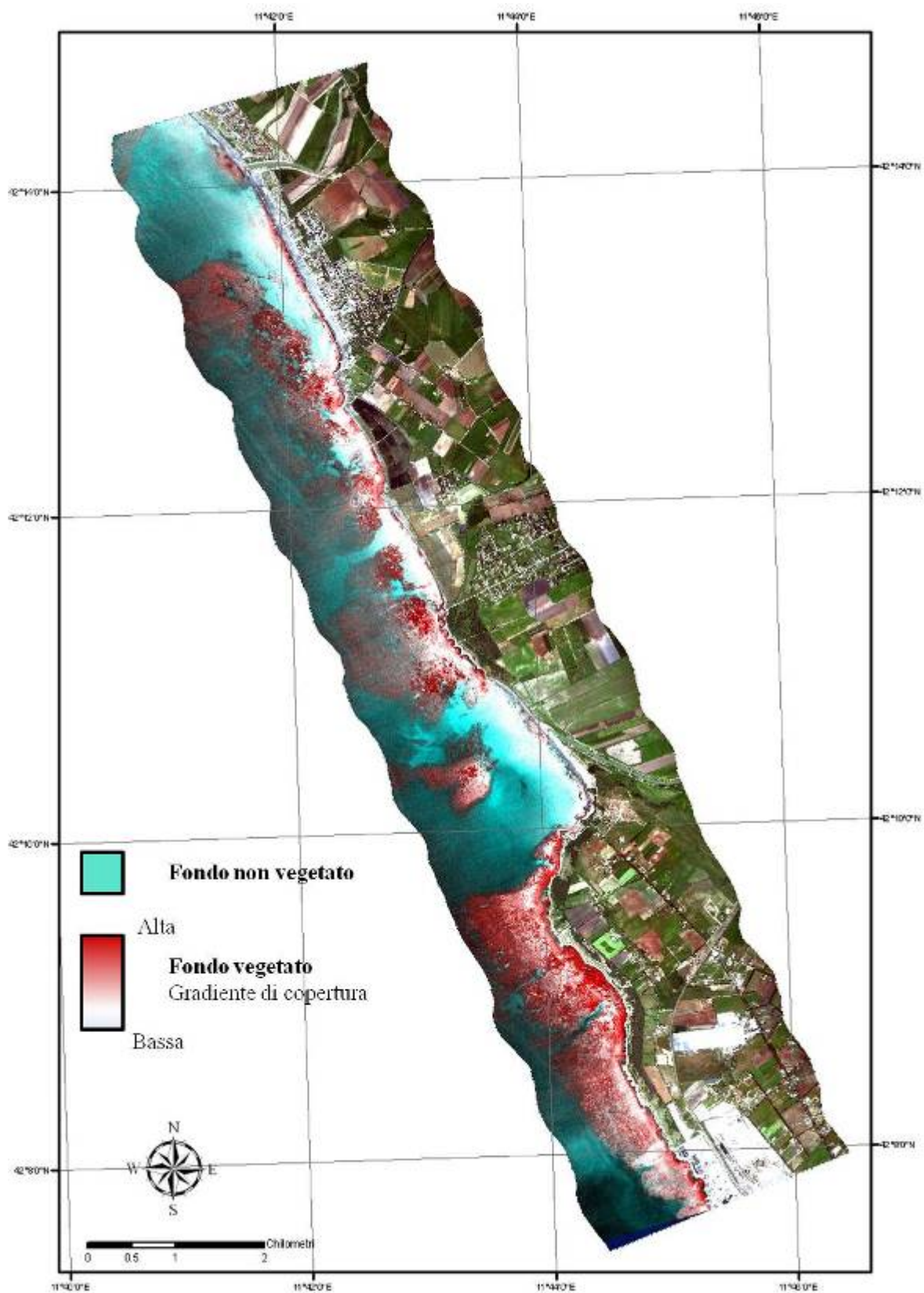


Fig. 3.23. Risultato del *modello lineare di unmixing* basato sulla scelta di 4 *endmember*: “fondo vegetato” (principalmente *P. oceanica*), “fondo non vegetato” (principalmente fondo mobile), “acque otticamente profonde” e “fondo di acque superficiali”.  
Visualizzazione in RGB: R- “fondo vegetato”; G- “fondo non vegetato”; B: “fondo non vegetato”.

Il grado di copertura di *P. oceanica* ricavabile attraverso l'*unmixing* inizia a perdere affidabilità dopo i -6 m di profondità, in quanto l'aumento del contributo spettrale della colonna d'acqua intervenendo in modo sempre più determinante sulla radianza emergente, assottiglia le differenze tra le tipologie di fondo e non permette quindi una distinzione accurata di diversi livelli di copertura (Fig. 2.24).

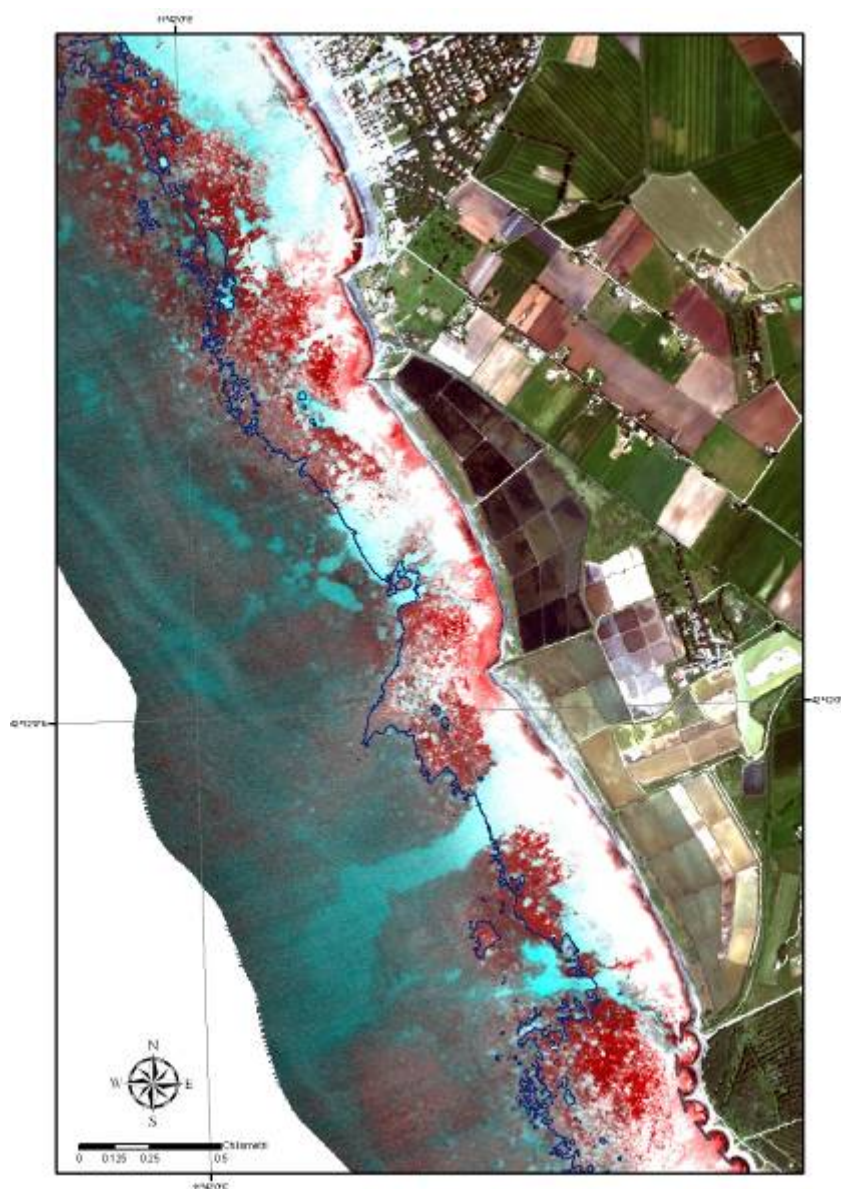


Fig. 3.24. Zoom sull'area antistante le saline di Tarquinia, al fine di evidenziare la diminuzione nella capacità dell'*unmixing* nel descrivere la variabilità del fondo oltre i -6 m di profondità. L'isobata a -6 m è stata sovrapposta all'immagine risultante dal *linear unmixing*.

Nonostante il grado di accuratezza di questa mappa di frazioni diminuisca oltre i - 6 m è possibile continuare a distinguere le aree occupate da *Posidonia* e le aree in cui questa è assente anche fino ai -10 -12 m.

Questa tecnica infatti oltre a consentire un'espplorazione della prateria in termini di grado di copertura, permette anche d'identificare perfettamente i limiti superiore e laterali della prateria di *P. oceanica*.

Il limite superiore è posto per lo più tra i -3 ed i -5 m di profondità, con un andamento molto frastagliato probabilmente dovuto all'eterogeneità del fondo e alle strette interazioni con le attività antropiche. Risulta comunque essere caratterizzato da alti livelli di copertura lungo tutta la prateria, tranne in quelle aree a fondo principalmente duro, dove, come segnalato anche da Ardizzone (2004), la copertura della *Posidonia* è da considerarsi nel complesso rada o molto rada, con una copertura che varia dal 20 al 100%. L'estrema variabilità osservata in termini di copertura sono comunque da considerarsi normali per una prateria insediata su roccia, a bassa profondità.

Il limite superiore si avvicina molto sotto costa nella zona antistante Sant'Agostino, grazie probabilmente all'elevata trasparenza delle acque e al ridotto idrodinamismo. Per quanto riguarda la delimitazione laterale la prateria risulta tagliata nettamente a nord dagli apporti di acqua dolce del fiume Marta, come riportato già da altri Autori (ICRAM, 2002; Regione Lazio, 2004) ed a sud in modo meno netto dagli apporti del fiume Mignone. Nella zona antistante le saline di Tarquinia la prateria è divisa in due porzioni da un canale ampio circa 200 m, perpendicolare alla costa, risalente ad un paleoalveo. Questo canale era stato evidenziato anche durante le campagne per la mappatura della *Posidonia* eseguite nei primi anni '90 (Conisma e Ministero dell'Ambiente e del Territorio, 1991; Diviacco, 2001), ma veniva riportata un'ampiezza media di circa 500 m, molto superiore a quella riscontrata nel 2009 (Fig. 3.25). Probabilmente la differenza è dovuta ad un problema di scala e metodologia dei rilievi, essendo di fatto questa parte della prateria nominata come "*P. oceanica* individuata non mappata".

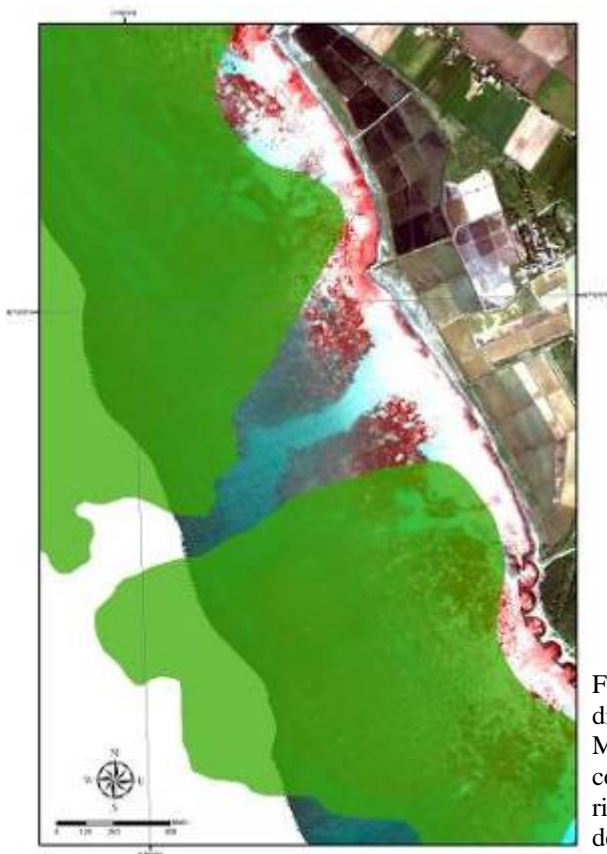


Fig. 3.25. Confronto tra la mappa di distribuzione di *P. oceanica* (Conisma e Ministero dell'Ambiente e del Territorio, 1991) costruita su dati dei primi anni '90, con il risultato dell'*unmixing* basato sul sorvolo aereo del 2009.

L'accuratezza del risultato dell'*unmixing* è stata valutata attraverso il confronto con il RMS error. La mappa del *RMS error* (*Root Mean Square error*) con una media di 0.006440 ( $\sigma=0.014304$ ) mostra che la scelta degli *endmember* è buona (Fig. 3.26). I valori sono risultati più alti nella zona di acque superficiali (in nero in figura 3.26), a causa probabilmente della grande variabilità biologica e geologica presente che non può essere descritta da un solo *endmember*. I valori di *RMS error* diminuiscono poi in corrispondenza del limite superiore della prateria di *P. oceanica* verso profondità più elevate (in bianco), per poi rialzarsi nella zona delle acque più profonde (in grigio). In particolare i valori di *RMS error* sono bassi nelle aree vegetate indicando che il modello lineare di *unmixing* può essere utilizzato per descrivere con accuratezza la variabilità spettrale dei pixel presenti nell'area vegetata sommersa.

La presenza di vegetazione ad alta copertura anche in aree di acque superficiali (-3 m), riscontrabile in figura 3.23, è probabilmente dovuta in parte alla presenza in questa ristretta zona di mesolitorale non solo di alghe bentoniche, ma anche di materiale organico in via di degradazione, foglie di *Posidonia* spiaggiate ed alte concentrazioni di solidi sospesi e fitoplancton, ed in parte alla difficoltà dell'*unmixing* di descrivere il fondo di questo range batimetrico sulla base degli *endmember* scelti (alto valore di RMS error).

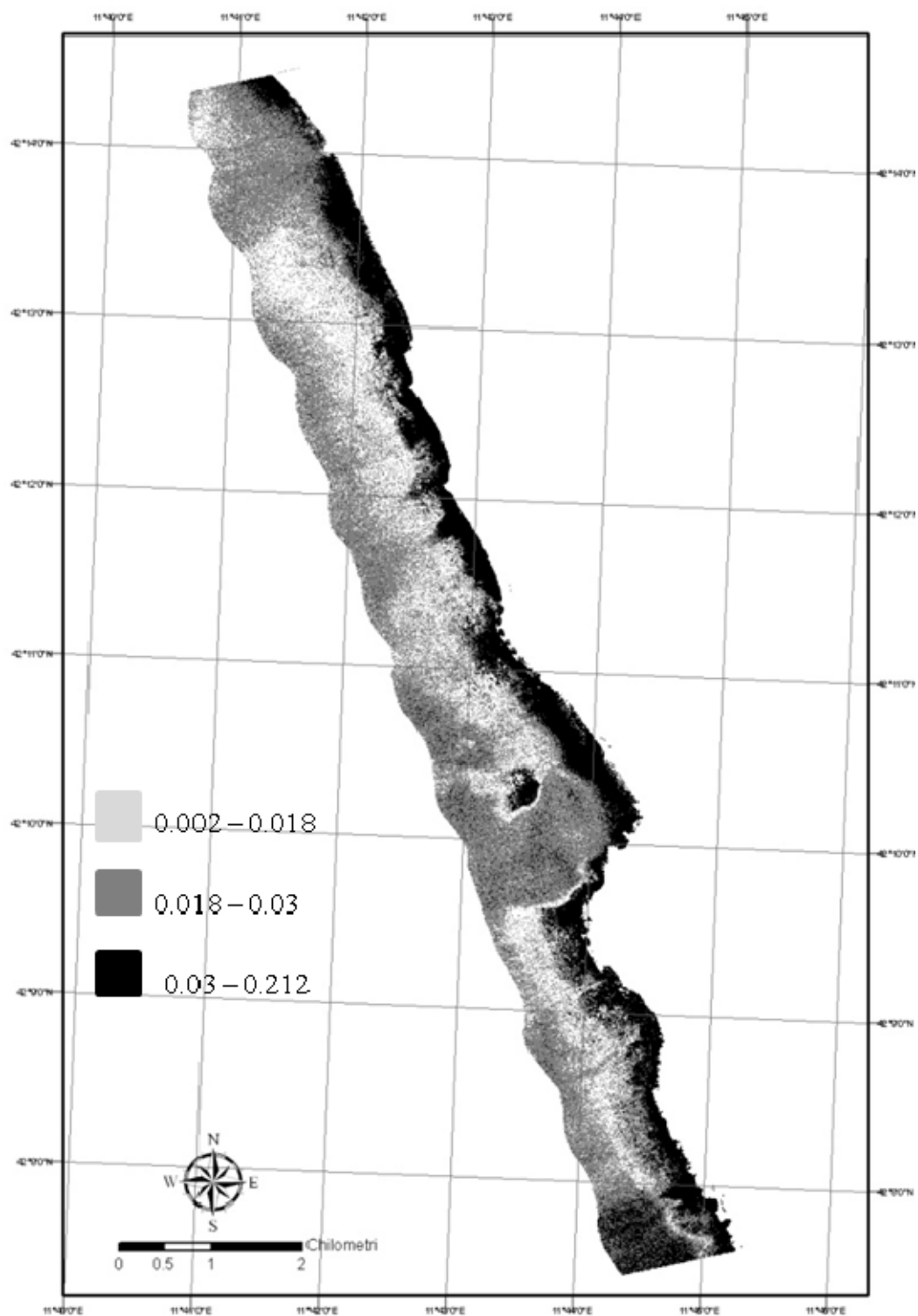


Fig. 3.26. Mappa dell' *RMS error* che indica l'accuratezza del risultato del *modello lineare di unmixing* e della scelta degli *endmember*. La mappa è stata discretizzata in 3 classi che meglio evidenziano le aree in cui l'*RMS error* è basso (bianco), ovvero in cui l'*unmixing* riesce a spiegare bene la complessità della risposta spettrale mista, quelle in cui è mediamente basso (grigio) e quelle in cui è elevato (nero).



### 3.2.3 Confronto tra i risultati dei due approcci e validazione attraverso transetti video

Da un confronto tra i due approcci utilizzati, l'albero delle decisioni e la *Spectral Mixing Analysis*, si possono individuare i limiti ed i vantaggi di ciascuna delle due tecniche.

La prima evidenza è la capacità della *Spectral Mixing Analysis* di permettere una caratterizzazione delle proprietà spettrali del fondo marino anche a profondità elevate. Infatti, nonostante la capacità di discriminare tra diversi gradienti di copertura con una buona accuratezza diminuisca dopo i -6 m di profondità, questa tecnica consente di delineare i confini e la forma della prateria fino a profondità più elevate (-12 -15 m di profondità), e di localizzare aree dove vi è una totale assenza di vegetazione. Questa tecnica permette quindi una buona valutazione della presenza e distribuzione della prateria di *P. oceanica*, rendendo visibile non solo il grado di copertura nei primi metri di profondità (> -6 m) ma anche la frammentazione al suo interno nelle acque più profonde; evidenzia interruzioni, come il canale presente davanti le saline di Tarquinia, patch di sabbia all'interno della prateria e piccoli canali.

L'albero delle decisioni, d'altro canto, consente di creare una mappa dall'interpretazione più diretta: i due livelli di copertura evidenziati risultano chiari e ben definiti, al contrario della SMA che tende a definirli con gradienti di continuità piuttosto che con limiti rigidi. Con l'albero delle decisioni diminuisce la possibilità di rilevare gran parte della variabilità ambientale, come ad esempio quella presente nei primi 3 m di profondità, che viene invece meglio evidenziata dal risultato della SMA. Inoltre il limite batimetrico dei -6 m diviene per l'albero delle decisioni un limite netto che non permette alcun tipo di speculazione a profondità maggiori.

E' da notare inoltre come il risultato dell'albero delle decisioni sia molto più soggetto alle alterazioni del segnale causate dalla topografia del fondo marino, dall'esposizione delle scogliere e dalla presenza delle ombre. In figura 3.27 è mostrato come nella zona antistante Sant'Agostino si riscontrino, nel risultato dell'albero delle decisioni, una confusione tra le aree in ombra e le aree di *P. oceanica* a bassa copertura, essendo i valori di radianza riscontrati molto simili tra loro. Nell'applicazione della SMA invece la topografia e l'esposizione non sembrano indurre ad interpretazioni sbagliate della composizione del fondo marino.

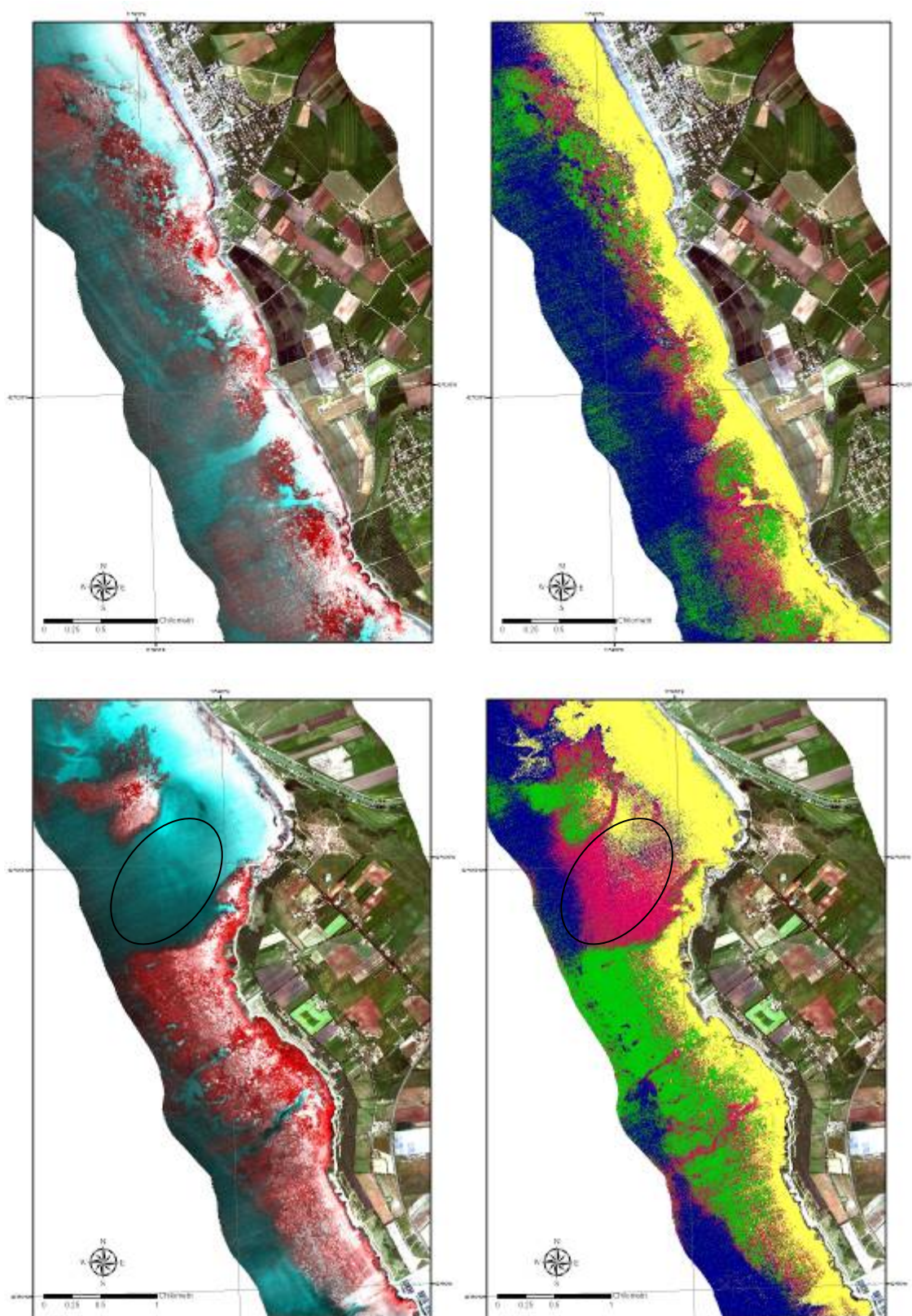


Fig. 3.27. Confronto tra i risultati dei due approcci utilizzati: a sinistra la *Spectral Mixing Analysis*, a destra l'albero delle decisioni. In alto è mostrato un subset relativo all'area antistante Marina di Tarquinia, in basso un subset relativo all'area antistante Sant'Agostino. In quest'ultimo è messa in evidenza un'area in cui la forte pendenza del fondo determina un'effetto di ombreggiatura che induce in errore l'applicazione dell'albero delle decisioni. L'ombra, infatti, così come la vegetazione, assorbe e viene quindi confusa con la classe "*P. oceanica* a bassa copertura e/o fondo duro con copertura algale" in una classificazione rigida come l'albero delle decisioni.



Sono di seguito mostrate, a titolo di esempio, alcune istantanee relative ai transetti video registrati nel Maggio 2010 utilizzati per validare i risultati dei due approcci.

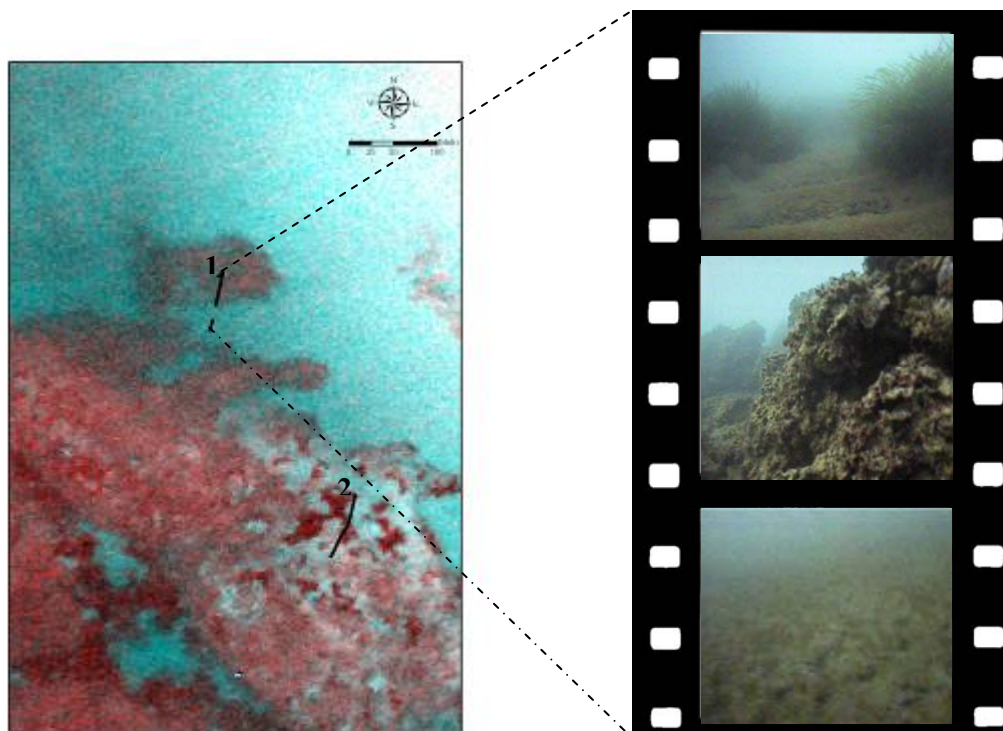


Fig.3.28. Transecto n°1 (227148E 4680191N - 227139E 4680143N): Aree di prateria su fondo mobile a bassa copertura e formazioni rocciose con elevata copertura algale vengono classificate allo stesso modo sia nell'*unmixing* (rosso chiaro) che nel DT (bordò). Nell'ultima parte del transetto si passa ad aree di fondo mobile non coperto da vegetazione, ben identificate nell'*unmixing* (celeste) e che invece già si confondono spettralmente con la colonna d'acqua nel DT.

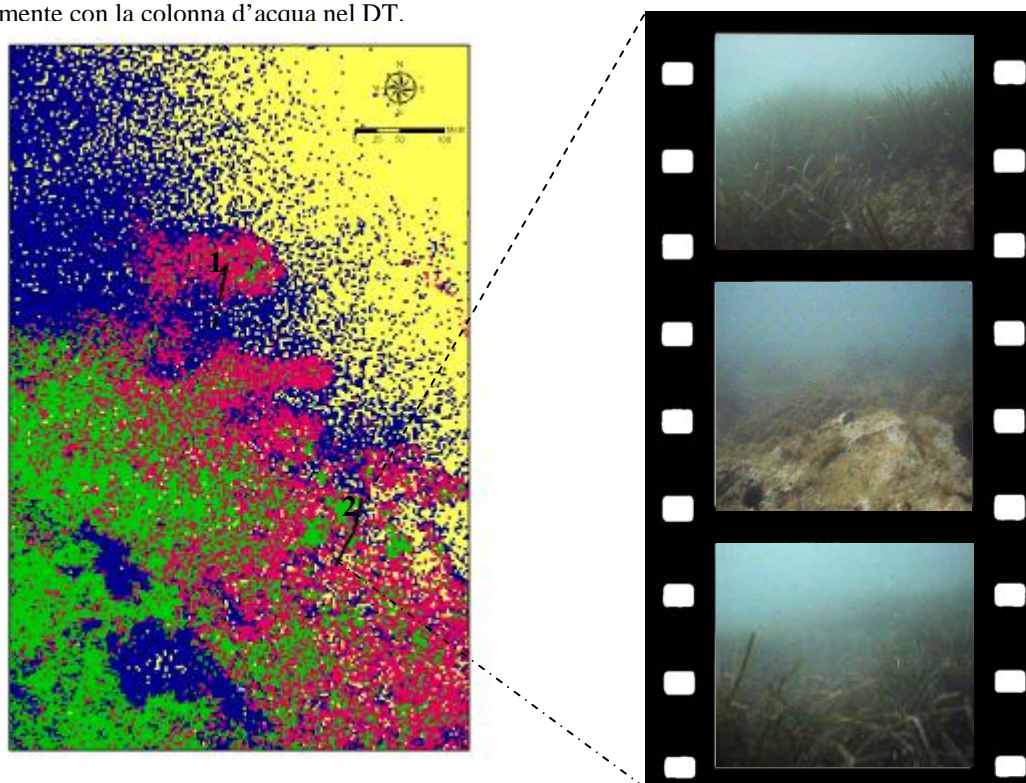


Fig.3.29. Transecto n°2 (227286E 4679930N - 227265E 4679879N): Da aree di prateria ad elevata copertura, (DT:verde; *unmixing*: rosso) si passa ad aree di fondo scarsamente coperto da vegetazione (DT:giallo; *unmixing*:celeste) per poi tornare ad aree ad elevata copertura di *P. oceanica*. L'ultimo tratto del transetto non presentato in figura è di nuovo caratterizzato da aree di fondo non coperto da vegetazione.



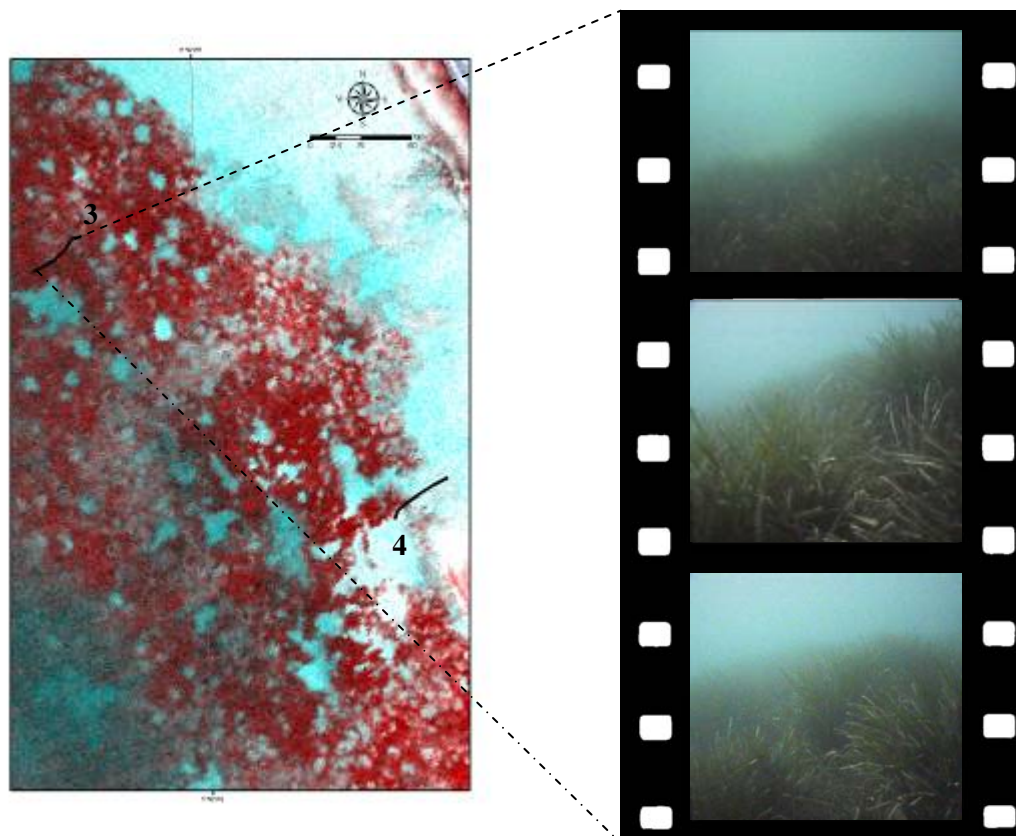


Fig. 3.30. Transetto n°3 (227451E 4679369N - 227376E 4679324N): Prateria di *P. oceanica* ad elevata copertura continua lungo tutto il transetto (Unmixing: rosso; DT: verde).

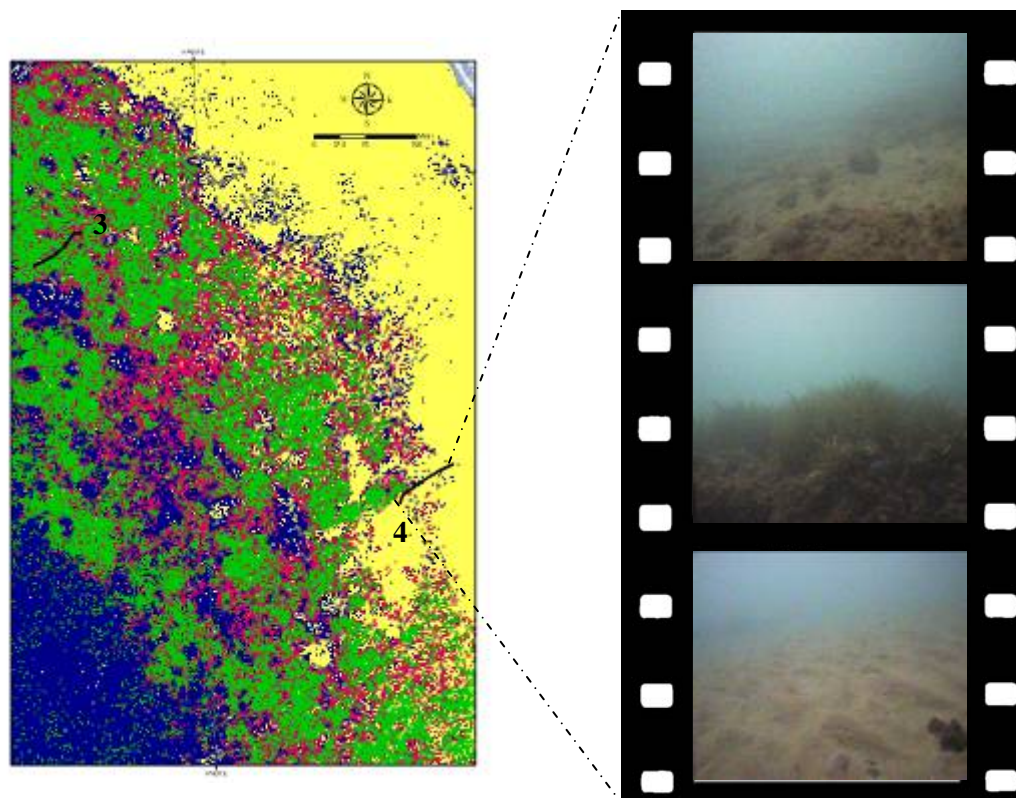


Fig. 3.31. Transetto n°4 (227973E 4678988N - 227895E 4678946N): Da aree di fondo non coperto da vegetazione (DT:giallo; unmixing: celeste) si passa attraverso una zona di *P. oceanica* ad elevata copertura (DT: verde; unmixing: rosso) per poi seguire con una zona a fondo mobile con vegetazione assente.

### ***3.3 Studio sull'effetto della profondità sulla radianza del fondo***

La *Spectral Mixing Analysis* si è dimostrato un buon approccio per la caratterizzazione del fondo marino costiero e della prateria di *P. oceanica* ivi presente. L'approccio ha però mostrato dei limiti nella capacità di discriminazione delle caratteristiche spettrali legati all'effetto attenuante della colonna d'acqua. In effetti per entrambi gli approcci, sia quello della SMA che quello fisicamente basato dell'albero delle decisioni, si è riscontrata una forte diminuzione dell'affidabilità dell'interpretazione del fondo oltre i -6 m di profondità. Tale diminuzione è legata alla tendenza delle risposte spettrali del fondo di confondersi con quelle della colonna d'acqua all'aumento della profondità (Lyzenga 1978, 1981).

Mentre una distinzione delle macro-tipologie principali di fondo, in questo caso fondo vegetato e fondo non vegetato, è possibile anche senza tener conto dell'effetto della colonna d'acqua, come concluso anche da Mumby et al. (1998) e come dimostrato attraverso l'applicazione della SMA (Fig. 3.19), per avere un livello maggiore di dettaglio all'interno di ciascuna macro-tipologia, una correzione dell'effetto attenuante del segnale ottico dovuto alla colonna d'acqua dovrebbe essere applicato. Mumby et al. (1998) hanno riscontrato un aumento del 13 % nel grado di accuratezza nella distinzione di habitat bentonici su immagini CASI dopo la correzione della colonna d'acqua eseguita seguendo il metodo Lyzenga (Lyzenga, 1978, 1981).

In bibliografia l'unico esempio di modellazione della colonna d'acqua che sfrutta le informazioni contenute nella sola immagine, senza l'utilizzo di dati di campo, e che abbia come fine la mappatura dell'ambiente bentonico, è quello proposto da Lyzenga (1978, 1981). Lyzenga propone un metodo che non permette di predire il valore di radianza del fondo, bensì produce un indice di tipologia di habitat per coppie di bande indipendente dalla profondità. Questo approccio fornisce quindi una mappa discreta di tipologie di habitat omogenei, la cui accuratezza non è però tale da prescindere da un'ulteriore classificazione supervisionata (Ciraolo, 2006), e soprattutto non permette di predire la radianza del fondo consentendo successive speculazioni.

Per ovviare a questi limiti si è cercato di sviluppare un metodo che consenta di rimuovere l'effetto della profondità su ogni banda utilizzando esclusivamente le informazioni estraibili dall'immagine (approccio *image-based*), in modo che le differenze tra i pixel siano dovute esclusivamente a differenze tipologiche del fondo e non alle deformazioni dovute alla colonna d'acqua.

E' stato quindi eseguito uno studio preliminare sulla variazione che l'aumento della profondità induce sulla radianza del fondo in ciascuna banda, prendendo in considerazione dapprima l'intero fondo marino, e successivamente concentrando l'attenzione su quelle aree spettralmente pure appartenenti alle due tipologie principali di fondo, il fondo vegetato e il fondo non vegetato. In aree spettralmente pure ed omogenee infatti è possibile assumere che le differenze trovate tra i valori di radianza a diverse profondità siano legate al solo effetto della profondità e non a differenze tipologiche. Ipotizzando che i modelli radianza-profondità costruiti su aree spettralmente pure di fondo vegetato possano essere applicati anche su aree più eterogenee, si assume quindi che l'effetto della profondità sulla radianza di pixel in cui il contributo spettrale della vegetazione è maggiore del 50% sia uguale a quello di un pixel di fondo vegetato spettralmente puro, e che quindi tutte le deviazioni tra i valori osservati e quelli attesi dal modello dipendano solo dalle reali differenze nella natura del fondo, essendo stato eliminato l'effetto della profondità. Calcolando un'immagine delle radianze residue, che rappresentano le differenze spettrali potenziali tra le varie tipologie di fondo presenti, si può riapplicare la tecnica della *Spectral Mixing Analysis* in modo da identificare nuovi *endmember* che potranno meglio identificare le diverse tipologie di fondo.

Questo processo ha previsto:

- 1- Unione delle informazioni spettrali e batimetriche in un unico file;
- 2- Studio accurato sulla forma del *mixing space* e sull'influenza del fattore profondità;
- 3- Studio della relazione tra radianza e profondità sull'intero fondale;
- 4- Estrazione di subset relativi alle due tipologie principali di fondo, "fondo vegetato" e "fondo non vegetato" sfruttando le proprietà del *mixing space*;
- 5- Studio del comportamento della radianza per le due tipologie principali di fondo, fondo vegetato e non vegetato, nelle aree dove questi si presentano spettralmente pure e costruzione di modelli che descrivano la variazione dei valori di radianza all'aumentare della profondità per il fondo vegetato;
- 6- Calcolo delle radianze residue tramite l'applicazione dei modelli trovati e valutazione dell'accuratezza;
- 7- Applicazione della Spectral Mixing Analysis all'immagine delle radianze residue.

### 3.3.1 Unione delle informazioni spettrali e batimetriche

Per effettuare uno studio sull'effetto della profondità sulla radianza del fondo è stato creato un file unico dove sono state unite le informazioni spettrali e quelle batimetriche. Ciò è stato possibile adattando il file LiDAR contenente le informazioni batimetriche (DSM) al file MIVIS a 15 canali, sia in termini di extent dell'immagine che di grandezza delle celle. Il sensore LiDAR ci ha restituito infatti informazioni batimetriche con una risoluzione di 4x4 m, mentre il sensore MIVIS ha fornito informazioni spettrali a 3x3 m. E' stato quindi effettuato un ricampionamento spaziale sul DSM, utilizzando l'algoritmo *nearest neighbor* per ottenere entrambe le informazioni ad una risoluzione spaziale di 3x3 m. L'area coperta dal sensore LiDAR è inoltre meno ampia di quella coperta dal MIVIS e termina più a nord, subito a sud della foce del Mignone (Fig. 3.32)

Per mezzo del tool "layer stack" (ENVI 4.5 ®) abbiamo ottenuto quindi un unico dataset in cui ad ogni pixel oltre ad essere associata l'informazione spettrale sui 15 canali (0.433-0.733 $\mu$ m) è associata anche l'informazione batimetrica sul 16° canale (Fig.3.32)

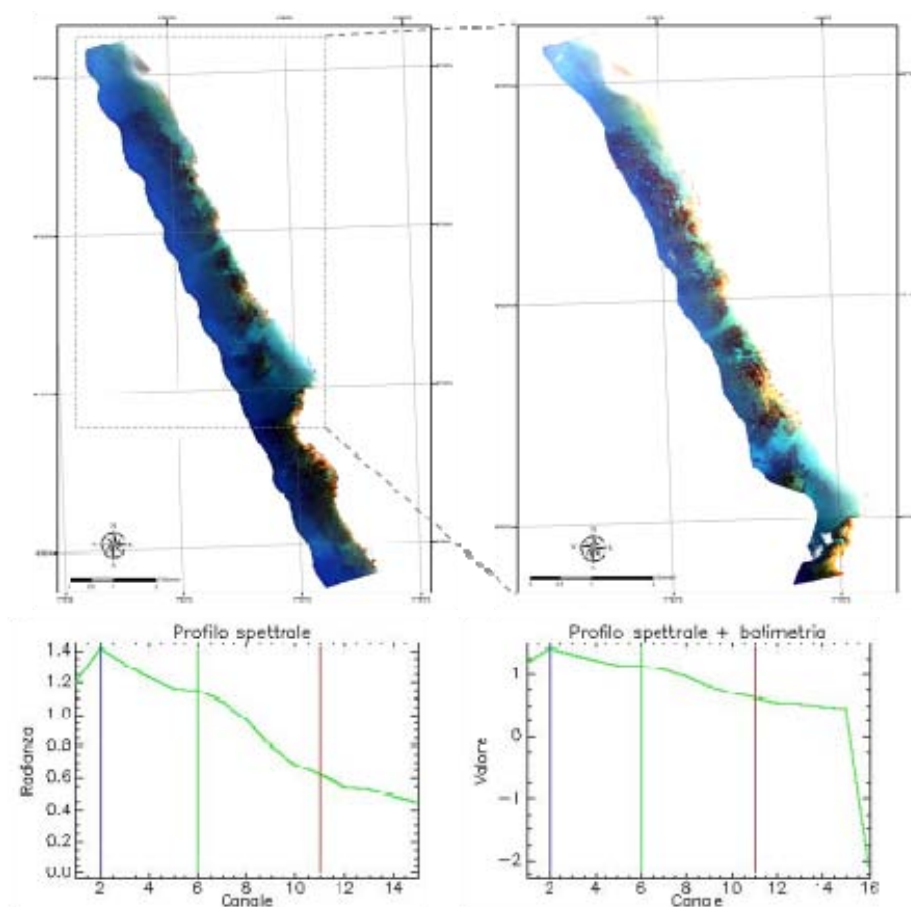


Fig. 3.32. A sinistra, immagine MIVIS mascherata nella parte emersa e, sotto, esempio di firma spettrale di *P. oceanica* su 15 canali. A destra, immagine MIVIS unita al DSM LiDAR e, sotto, esempio di firma spettrale di *P. oceanica* su 15 canali spettrali con valore batimetrico associato sul 16° canale.

### 3.3.2 Studio sulla forma del *mixing space* ed influenza del fattore profondità

Uno studio attento sulla forma e le caratteristiche del *mixing space* ha portato a chiarire la dipendenza di questo nei confronti della profondità, già riscontrata nei risultati della PC2, ed ha permesso di delineare un quadro generale su come il fattore profondità influisca sulle risposte spettrali del fondo.

Sono stati eseguiti dei campionamenti di firme spettrali lungo 3 assi del *mixing space* PC1 vs PC2 partendo dall'apice inferiore verso quello superiore: uno lungo la bisettrice allo scopo di verificare quanto questa dipendenza dalla profondità fosse regolare, uno lungo il margine sinistro del *mixing space*, laddove sono distribuiti i pixel di fondo vegetato che hanno un segnale ottico più puro, ed un terzo lungo il margine destro, laddove sono distribuiti i pixel di fondo non vegetato che hanno un segnale ottico più puro, allo scopo di osservare la variazione della risposta spettrale con la profondità per queste due tipologie di fondo (Fig. 3.33).

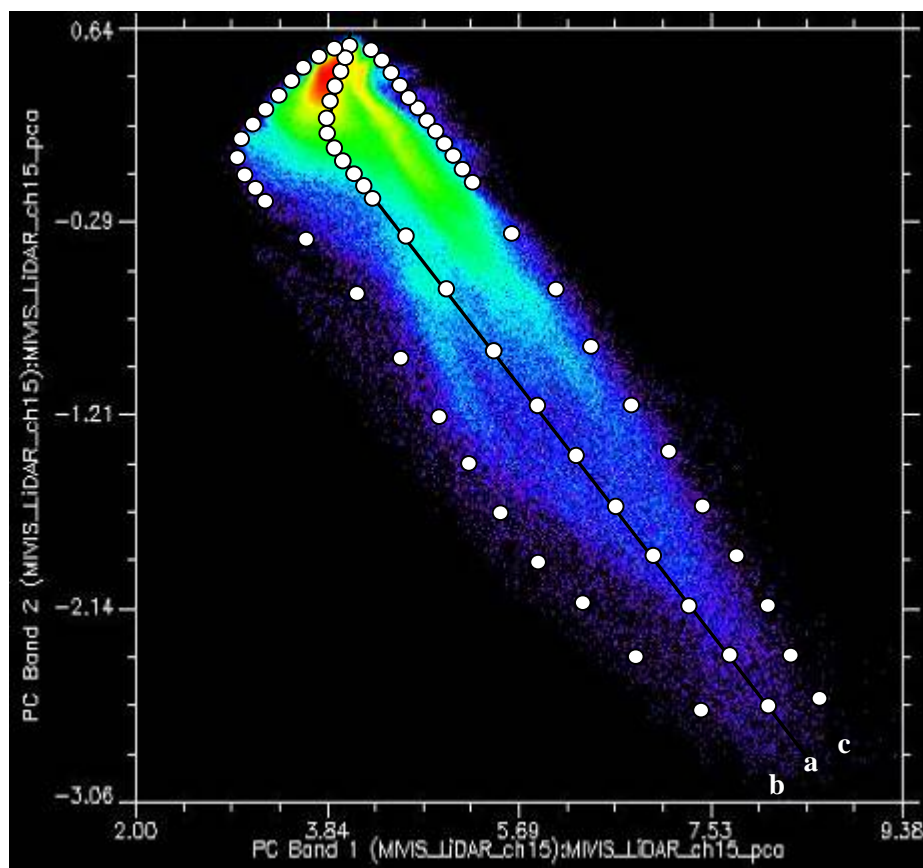


Fig. 3.33. Schema di campionamento delle 22 firme spettrali sul *mixing space* PC1 vs PC2, costruito sui primi 15 canali MIVIS, su 3 assi: a) la bisettrice; b) il margine relativo al fondo vegetato; c) il margine relativo al fondo non vegetato. Il campionamento è stato fatto partendo dall'apice inferiore verso quello superiore.



a) *Bisettrice del mixing space*

Il campionamento lungo la bisettrice ha consentito l'estrazione di valori batimetrici che diminuiscono coerentemente salendo lungo il *mixing space*. In tabella 3.2, si osserva come, successivamente ai primi valori che sono più variabili, si ha una diminuzione graduale dei valori batimetrici, che dimostrano la reale e costante dipendenza del *mixing space* dalla profondità lungo la PC2 (asse y in figura 3.33).

Il grafico sottostante (Fig. 3.34) dimostra come le risposte spettrali del fondo varino al variare della profondità. Vi è una diminuzione progressiva dei valori di radianza, più accentuata oltre i 0.561-0.581  $\mu\text{m}$ , in quanto è proprio dopo queste lunghezze d'onda che le capacità di assorbimento dell'acqua sono più forti, come riscontrato anche da Holden e LeDrew (2002). Naturalmente, essendo i pixel campionati al centro del *mixing space* misti e costituiti principalmente per un 50% dal segnale ottico del fondo vegetato e per l'altro 50% dal segnale ottico del fondo non vegetato, la variazione in funzione della profondità di questi non è quindi così chiara come per i pixel corrispondenti ai fondi spettralmente puri, mostrati di seguito.

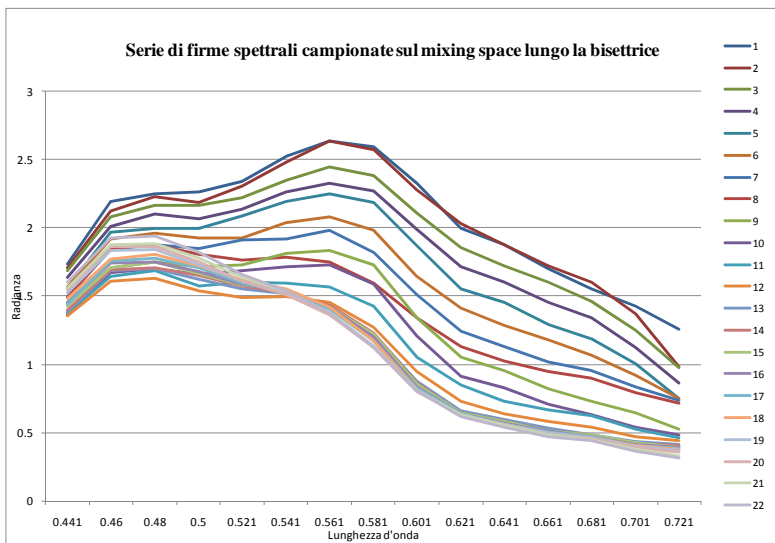


Fig 3.34. Plot delle firme spettrali campionate lungo la bisettrice del *mixing space* PC1 vs PC2, costruito sui primi 15 canali MIVIS. Il campionamento delle firme spettrali è stato effettuato partendo dall'apice inferiore (punto 1) verso l'apice superiore (punto 22), quindi dalle acque superficiali verso le acque più profonde.

Tab. 3.2. I valori batimetrici associati a ciascun punto campionato sulla bisettrice dal *mixing space*, a partire dall'apice inferiore (punto 1) verso l'apice superiore (punto 22). I no data sono dovuti alla mancanza dell'informazione batimetrica in quegli specifici punti.

Punti	Valori batimetrici (m)
1	-1.164
2	-0.775
3	-0.8975
4	-0.7985
5	-1.18
6	-1.571
7	-1
8	-1.9
9	-2.793
10	-2.9915
11	-3.534
12	-4.369
13	-5.6585
14	-5.8746
15	-6.93425
16	-7.44483
17	-8.51367
18	No data
19	No data
20	No data
21	No data
22	No data

*b) Lungo il margine “fondo vegetato”*

Anche lungo il margine del “fondo vegetato” viene chiaramente mantenuto il trend batimetrico osservato lungo la bisettrice, anche se non è osservabile la stessa costanza e precisione. Nel grafico 3.35 vengono presentate le 22 firme spettrali campionate dall’alto verso il basso nel *mixing space*, sul lato del fondo vegetato, che ben esplicano il comportamento della radianza di questo fondo all’aumentare della profondità. Si può notare infatti come la radianza diminuisca progressivamente all’aumentare della profondità su tutte le bande, fino ad arrivare ai – 3 m. Dopo questa profondità si ha un’inversione di tendenza, andando verso un aumento dei valori di radianza nella prima parte dello spettro (0.443-0.593  $\mu\text{m}$ ). Da notare che solo dopo i – 3 m di profondità la *P. oceanica* è presente ed assume un ruolo spettrale determinante nel *mixing space*, quindi è possibile che questo cambio di tendenza sia dovuto al cambiamento della copertura del fondo e quindi alla differente interazione delle proprietà ottiche della colonna d’acqua con un fondo a *P. oceanica* rispetto ad un fondo di acque superficiali, caratterizzato per lo più da basse coperture vegetali di alghe, foglie spiaggiate e materiale detritico.

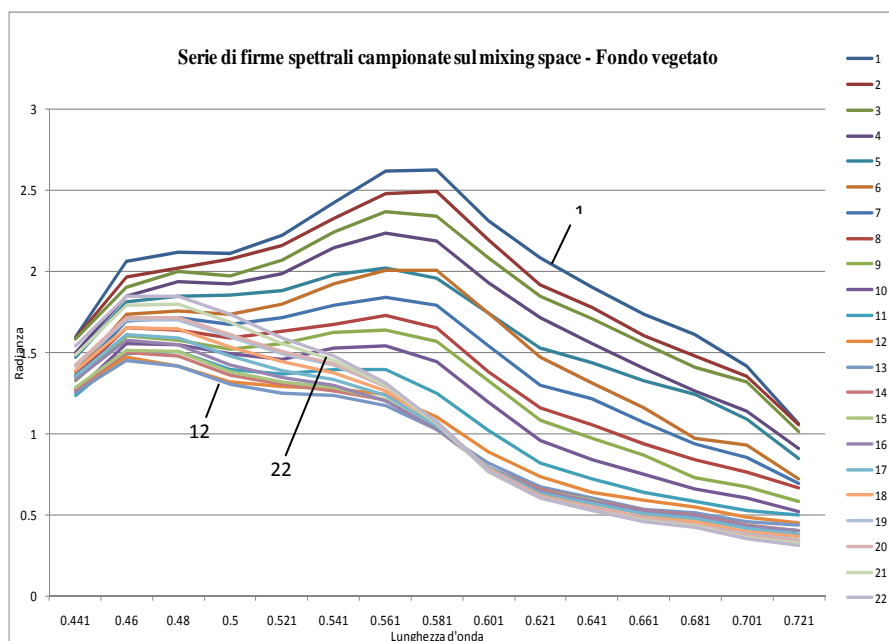


Fig 3.35. Plot delle firme spettrali campionate lungo il margine del *mixing space* PC1 vs PC2 relativo al “fondo vegetato”. Il campionamento delle firme spettrali è stato effettuato partendo dall’apice inferiore (punto 1) verso l’apice superiore (punto 22), quindi dalle acque superficiali verso le acque più profonde.

Tab. 3.3. I valori batimetrici associati a ciascun punto campionato sul margine di *mixing space* relativo al “fondo vegetato”, a partire dall’apice inferiore (punto 1) verso l’apice superiore (punto 22). I no data sono dovuti alla mancanza dell’informazione batimetrica in quegli specifici punti.

Punti	Valori batimetrici (m)
1	-0.812
2	-0.885
3	-0.795
4	-0.792
5	-0.669
6	-1
7	-1.25533
8	-1.446
9	-1
10	-1
11	-2.134
12	-3.091
13	-2.882
14	-4.036
15	-4.551
16	-5.13
17	No data
18	No data
19	No data
20	No data
21	No data
22	No data



c) Lungo il margine di “fondo non vegetato”

Anche lungo il margine del “fondo non vegetato” viene mantenuto il trend batimetrico osservato lungo la bisettrice, nonostante vi siano numerosi punti in cui vi è assenza di dato batimetrico (Tab. 3.4). Nel grafico 3.36 vengono presentate le 22 firme spettrali campionate dall’alto verso il basso nel *mixing space*, sul lato del fondale non vegetato. Si osserva come la radianza diminuisca progressivamente all’aumentare della profondità, fino ad arrivare ai – 6 m (punto 14). Dopo questa profondità sembra infatti che la risposta del fondo non vegetato inizi ad assomigliare più alle caratteristiche ottiche della colonna d’acqua che a quelle del fondo stesso. Vi è infatti un cambiamento netto della forma della firma spettrale, che diviene identica a quella delle acque profonde (Fig. 3.18). Non vi sono inoltre variazioni nei valori di radianza, che dopo questa profondità rimangono piuttosto costanti, proprio ad indicare che probabilmente il fondo non ha più un ruolo nella risposta spettrale emergente e quindi ad un aumento della profondità non corrisponde più una variazione nella risposta spettrale emergente, essendo questa determinata esclusivamente dalle proprietà ottiche della colonna d’acqua.

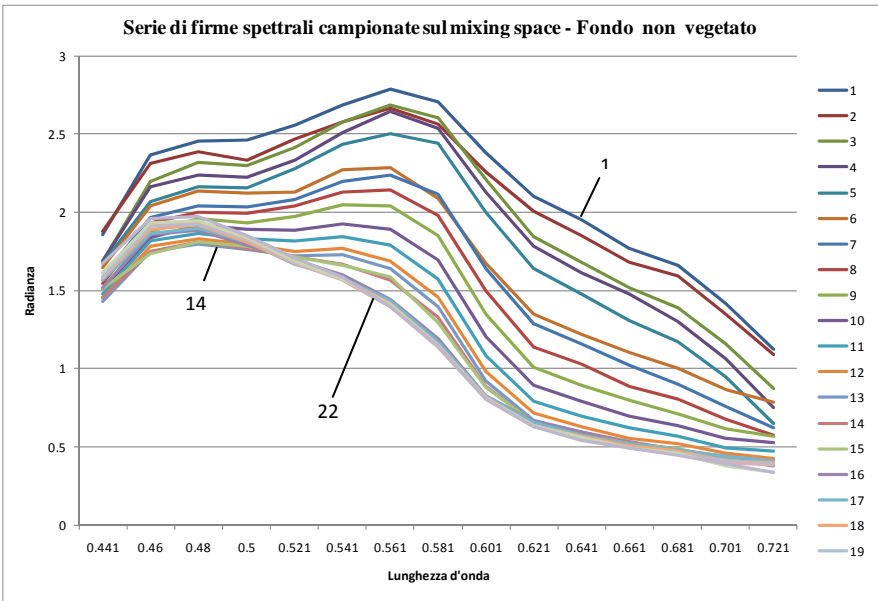


Fig 3.36. Plot delle firme spettrali campionate lungo il margine del *mixing space* PC1 vs PC2 relativo al “fondo non vegetato”. Il campionamento delle firme spettrali è stato effettuato partendo dall’apice inferiore (punto 1) verso l’apice superiore (punto 22), quindi dalle acque superficiali verso le acque più profonde.

Tab. 3.4. I valori batimetrici associati a ciascun punto campionato sul margine di *mixing space* relativo al “fondo non vegetato”, a partire dall’apice inferiore (punto 1) verso l’apice superiore (punto 22). I no data sono dovuti alla mancanza dell’informazione batimetrica in quegli specifici punti.

Punti	Valori batimetrici (m)
1	0
2	0
3	-1.051
4	-1.374
5	-1.274
6	-2
7	No data
8	-2.6235
9	No data
10	No data
11	-4.52917
12	No data
13	No data
14	-6.9015
15	-7.377
16	No data
17	No data
18	No data
19	No data
20	No data
21	No data
22	No data

Utilizzando le informazioni estratte dal *mixing space* sulle caratteristiche degli *endmember* (par. 3.2.1) e quelle ricavate ora dall'analisi del gradiente batimetrico, si possono fare delle considerazioni sulla forma del *mixing space* e sul ruolo che assume il fattore profondità (Fig. 3.32).

Le risposte spettrali che ritroviamo partendo dall'apice inferiore del *mixing space* sono relative al fondo delle acque più superficiali; sono risposte spettrali molto miste, caratterizzate da valori elevati di radianza e poca interazione con la colonna d'acqua (Fig. 3.36). Tutti i pixel contenuti nella coda del *mixing space* sono appartenenti alla zona del mediolitorale ed infralitorale superiore, ovvero a quell'area costiera compresa nei primi -3 m di profondità, in cui la variabilità spettrale è molto elevata.

Salendo nel *mixing space*, la profondità aumenta ed il contributo delle diverse tipologie di fondo, vegetato e non, si fa più evidente. I valori di radianza inoltre iniziano ad abbassarsi. Si ha un particolare ampliamento del *mixing space* a partire dai -3 m fino ai -6 m di profondità dovuto ad una maggiore differenza spettrale tra le due tipologie principali di fondo, vegetato e non (Fig. 3.37). In questa fascia infatti il contributo spettrale della vegetazione diviene importante, data la presenza di *P. oceanica* a partire dai -3 m, e di conseguenza è solo da questa profondità che iniziano a determinarsi grandi differenze spettrali tra le aree vegetate e non vegetate. Come prima dimostrato dai -3 ai -6 metri la firma del fondo vegetato diviene tipica della *P. oceanica* in acqua, distinguendosi da quella del fondo di acque basse (Fig. 3.35), mentre quella del fondo non vegetato mantiene ancora le caratteristiche di questo substrato e solo successivamente si omologa a quelle della colonna d'acqua (Fig. 3.36).

Oltre questa fascia -3 -6 m il *mixing space* inizia a restringersi: con l'ulteriore aumento della profondità infatti le differenze spettrali tra il fondo vegetato e non vegetato cominciano a diminuire. L'aumento dello spessore della colonna d'acqua provoca un'omogeneizzazione delle firme spettrali del fondo, con un avvicinamento progressivo delle risposte spettrali delle due tipologie di fondo verso un unico apice del *mixing space*, quello superiore, dove la risposta spettrale è sempre più comparabile con le caratteristiche ottiche della sola colonna d'acqua che con quelle del fondo (Fig. 3.37).

In base a queste evidenze appare chiaro che le caratteristiche ottiche del fondo possono essere indagate principalmente sull'asse x, relativo alla PC1, dove appunto si riescono a distinguere le due tipologie principali di fondo, quello vegetato e non vegetato. L'asse y,

relativo alla PC2, al contrario va descrivendo progressivamente la variazione che l'aumento della profondità provoca sulle firme spettrali delle due tipologie di fondo.

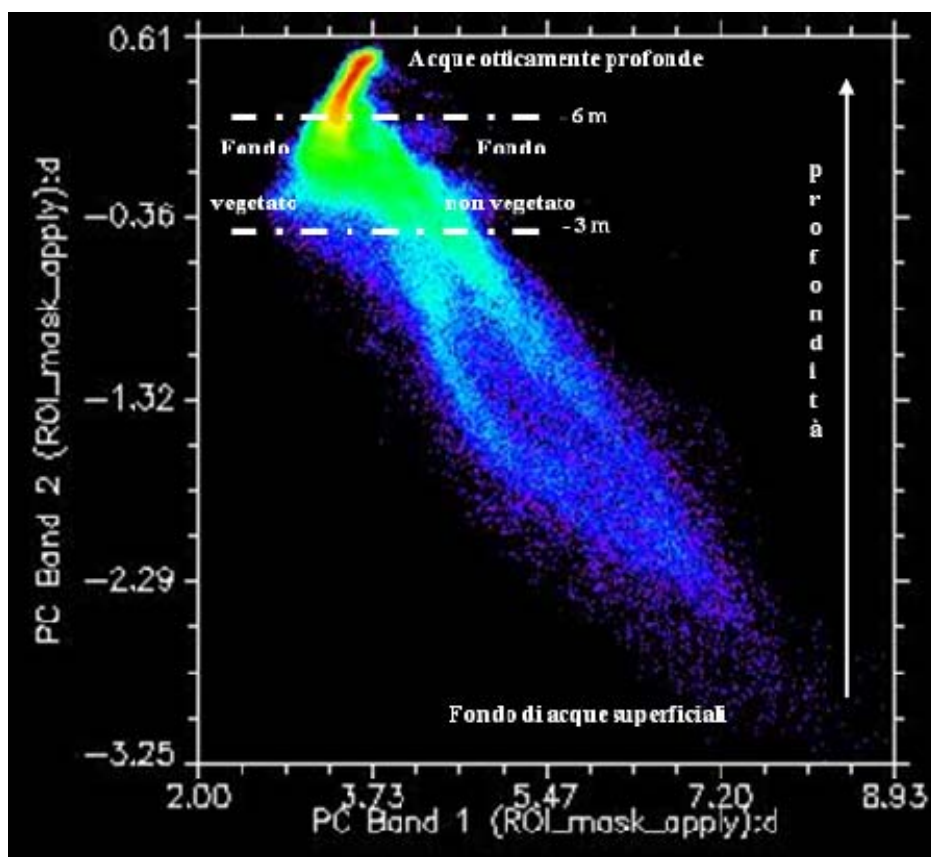


Fig. 3.37. *Mixing space* costruito sulle prime due componenti principali, calcolate sui primi 15 canali MIVIS. Viene messa in evidenza la distribuzione delle caratteristiche spettrali lungo un gradiente batimetrico sull'asse y, e per tipologie di fondo sull'asse x.

Questa forte influenza del fattore profondità da una parte esalta le potenzialità del *mixing space*, ponendo le basi per l'evoluzione di metodi che puntino all'estrazione di informazioni batimetriche utilizzando dati spettrali studiati attraverso il *mixing space*, dall'altro diminuisce le potenzialità del *mixing space* nel distinguere le varie tipologie di fondo ed identificare quindi possibili altri *endmember*.

Si è dimostrato infatti che l'informazione spettrale invece di essere determinata esclusivamente dalle caratteristiche spettrali dei vari target che costituiscono il fondo marino, risponde ad un gradiente di profondità che è evidenziato dal *mixing space* stesso.

Allo scopo di indagare in modo più dettagliato le differenze ottiche all'interno delle due macro-tipologie "fondo vegetato" e "fondo non vegetato", si è reso necessario eliminare questa dipendenza dalla profondità del *mixing space* e quindi delle risposte ottiche pure.

### 3.3.3 Studio della relazione tra radianza e profondità sull'intero fondale

L'informazione spettrale dell'intera area sommersa è stata analizzata plottando in uno spazio bidimensionale i valori di radianza di ciascuna banda in funzione dei valori batimetrici, che erano stati precedentemente addizionati come 16° banda.

Così facendo si è potuto dimostrare come a profondità elevate le radianze del fondo marino tendano ad un valore asintotico, valore che corrisponde alla risposta ottica della colonna d'acqua. Questo vale per tutte le bande indagate, dalla 1 alla 15 (0.433-0.733  $\mu\text{m}$ ) (Fig.3.38 - 3.39).

Si osserva inoltre come vi sia una diminuzione generale dei valori di radianza all'aumentare della profondità per tutte le bande, e come la maggior parte della varianza spettrale venga abbattuta nei primi 3-6 metri di profondità.

Si possono distinguere due comportamenti generali, uno tipico del range di bande dalla 1 alla 8 (Fig.3.38), e l'altro tipico delle bande dalla 9 alla 15 (Fig.3.39).

Dalla banda 1 alla 8 (0.433-0.593  $\mu\text{m}$ ) la variabilità si mantiene elevata fino a - 6 m circa, andando poi a ridursi progressivamente verso un valore asintotico (Fig. 3.37). Si osserva inoltre una diminuzione dei valori di radianza nei primi metri di profondità ed una leggera tendenza all'aumento di questa verso le profondità maggiori.

Dalla banda 9 alla 15 (0.593-0.733  $\mu\text{m}$ ) la gran parte della varianza viene abbattuta nei primi 3 metri di profondità, e la restante varianza nei primi 6 m (Fig. 3.39). La radianza in queste bande ha un andamento iperbolico, partendo da valori elevati che diminuiscono prima velocemente per poi mantenersi costanti verso un asintoto. La capacità di assorbimento dell'acqua in queste bande è molto elevata, per questo si ha un crollo nei valori e nella variabilità della radianza già dopo i -3 m di profondità.

Si può dedurre quindi che le speculazioni maggiori sulla composizione del fondo marino costiero sono attuabili principalmente entro i primi - 6 m di profondità, mentre per esplorare maggiori profondità andrebbe applicato all'immagine un algoritmo di correzione della colonna d'acqua.

Diversi popolamenti sembrano potersi distinguere inoltre all'interno di questi scatter plot, il che suggerisce che probabilmente le radianze di diverse tipologie di fondo potrebbero comportarsi diversamente con l'aumento della profondità, confermando quanto già osservato nei plot delle firme spettrali ricavate dal *mixing space* (Fig. 3.35, 3.36).

La diversa influenza della profondità in relazione al substrato, ed in particolar modo al grado di luminosità del substrato è già stata analizzata in ambienti di scogliere coralline da Holden e LeDrew (2001).

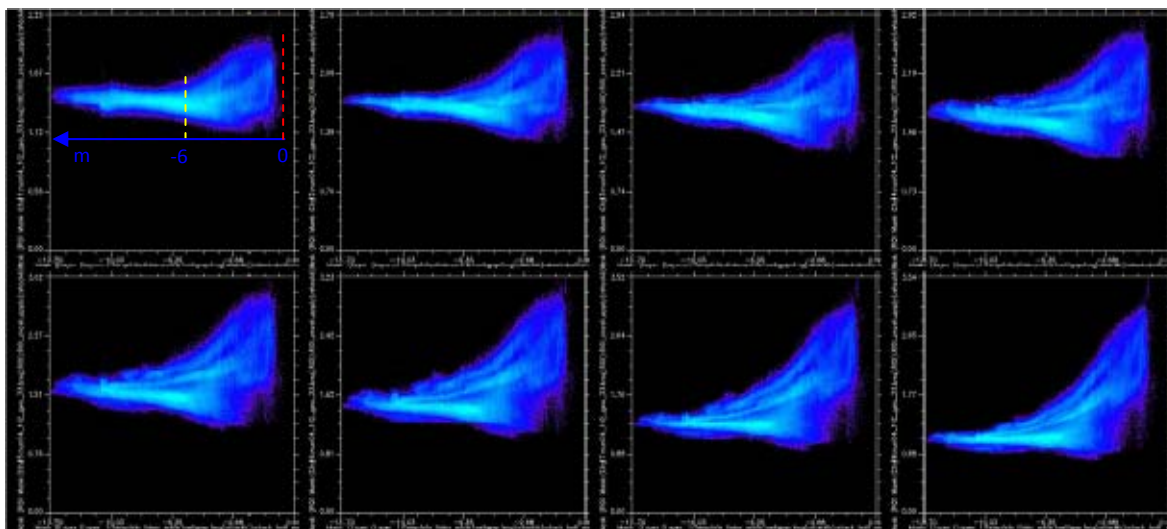


Fig. 3.38. Grafici a dispersione radianza (y) - profondità (x) relativi ai pixel di tutta l'area sommersa presa in esame. Ogni banda, dalla 1 alla 8, è stata plottata in funzione dei valori di batimetria, contenuti nel 16° canale. Sul grafico relativo alla banda 1 è evidenziato il calo in variabilità della radianza dopo i primi 6 m di profondità. Da notare la tendenza a raggiungere un valore asintotico in ogni banda, verso le profondità maggiori.

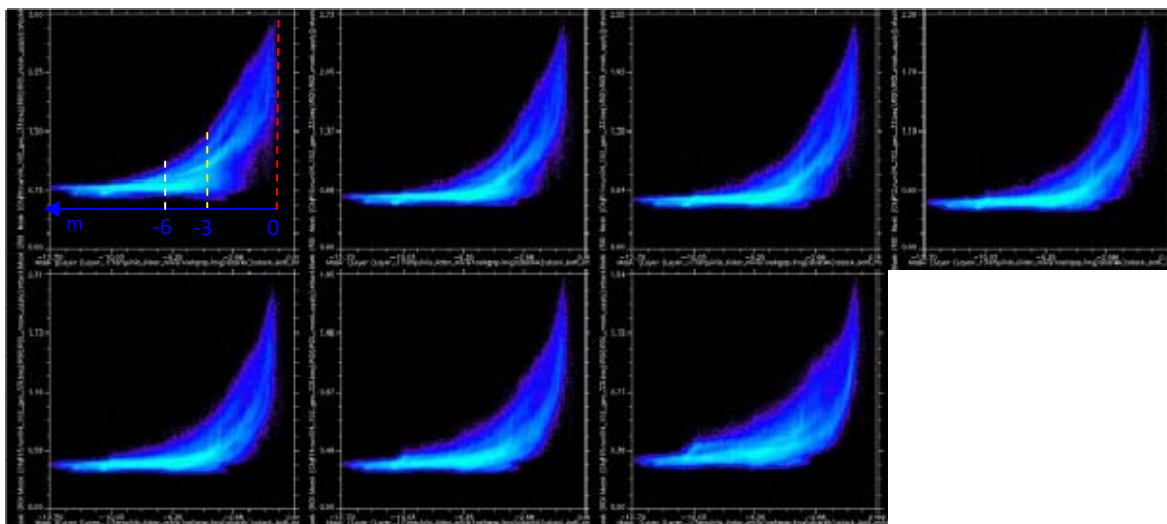


Fig. 3.39. Grafici a dispersione radianza (y) – profondità (x) relativi ai pixel di tutta l'area sommersa presa in esame. Ogni banda, dalla 9 alla 15, è stata plottata in funzione dei valori di batimetria, contenuti nel 16° canale. Sul grafico relativo alla banda 9 è evidenziato il calo in variabilità della radianza dopo i primi 3 m di profondità, e successivamente dopo i primi 6 m. Da notare la tendenza a raggiungere un valore asintotico in ogni banda, verso le profondità maggiori.

### 3.3.4 Estrazione di subset relativi alle due tipologie principali di fondo, “fondo vegetato” e “fondo non vegetato” a partire dal mixing space

Per analizzare separatamente i comportamenti delle due tipologie di fondo è stata effettuata un'analisi in modo indipendente su ciascuna delle due tipologie, e quindi è stata realizzata una macro-suddivisione dell'immagine secondo queste due tipologie. Per far ciò abbiamo sfruttato la potenzialità che il *mixing space* fornisce di selezionare aree spettralmente simili tra di loro. Le caratteristiche spettrali legate alla tipologia di fondo si articolano principalmente sull'asse x per il *mixing space* PC1vsPC2, ed in questo spazio bidimensionale i descrittori principali della variabilità spettrale del fondo risultano essere gli *endmember* “fondo vegetato” e “fondo non vegetato”. Si può quindi suddividere il *mixing space* in due parti secondo la linea bisettrice che viene disegnata partendo dal punto di maggior distanza tra i due *endmember*, sfruttando appunto la proprietà del *mixing space* per cui tutti i pixel in esso contenuti sono una mistura lineare di *endmember* puri (Fig.3.40). Così facendo si ottiene dal *mixing space* un'area sinistra che comprende tutti quei pixel nella cui radianza il “fondo vegetato” contribuisce per almeno per il 50% (in verde), e nella parte destra tutti quei pixel la cui radianza totale è dovuta almeno per il 50% al “fondo non vegetato” (in giallo).

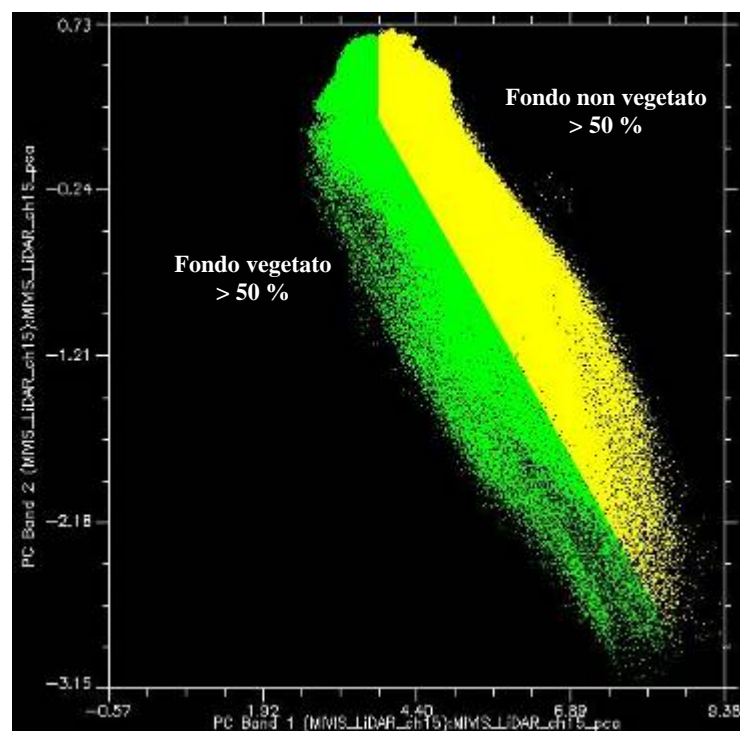


Fig. 3.40. *Mixing space* suddiviso secondo la linea bisettrice in due parti: in verde, tutti i pixel in cui il contributo spettrale è dato da almeno in 50 % dall'*endmember* "fondo vegetato"; in giallo, tutti i pixel in cui il contributo spettrale è dato da almeno in 50 % dall'*endmember* "fondo non vegetato".



Estraendo delle regioni d'interesse (ROI) da questa selezione (Fig.3.41) (Subset Data Via ROI, ENVI 4.5 ®), si possono realizzare dei subset dell'immagine originale che mantengono quindi queste caratteristiche spettrali e spaziali (Fig.3.42 - 3.43)

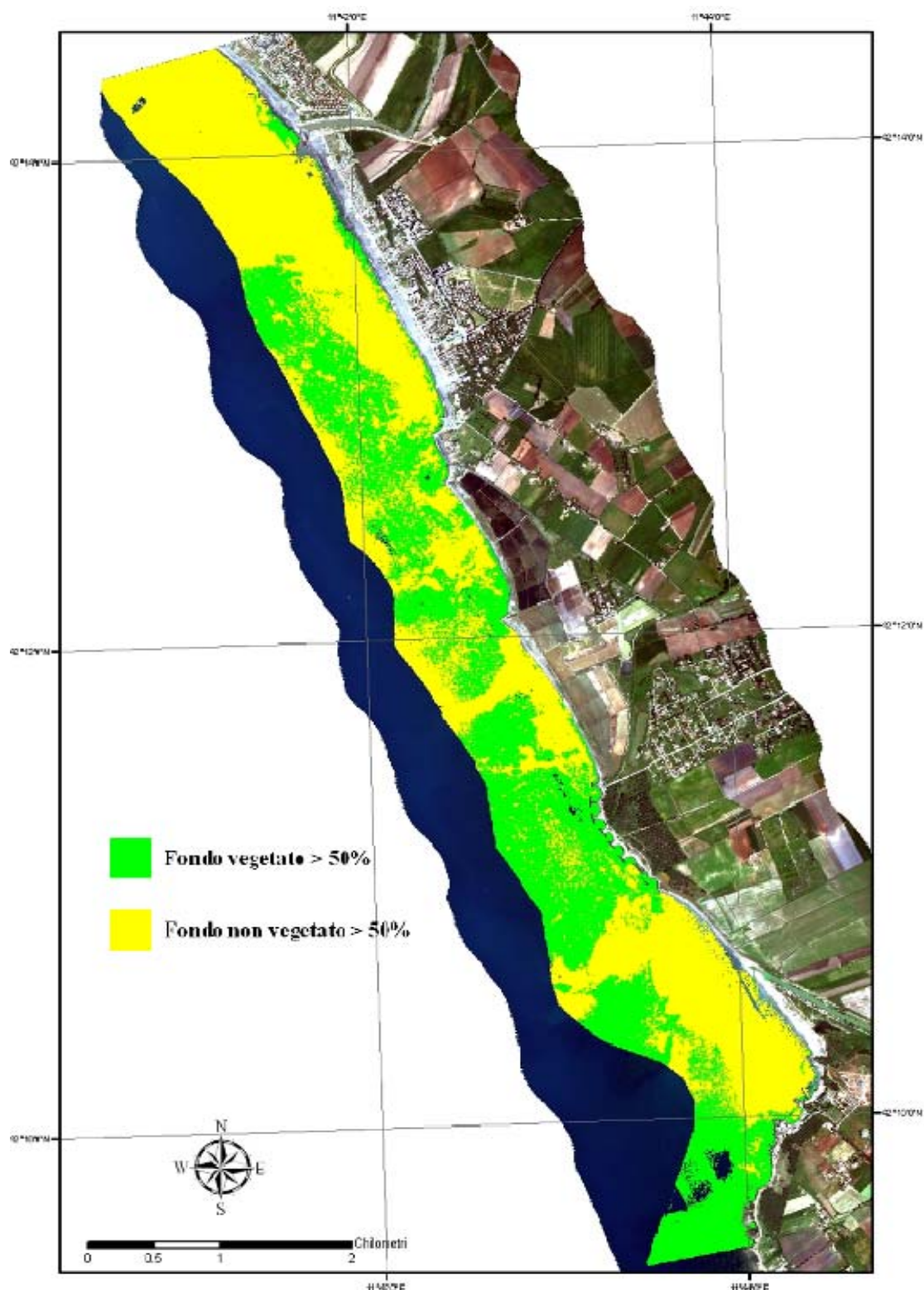


Fig. 3.41. ROI estratte dalla selezione fatta sul *mixing space*. In verde, tutti i pixel in cui il contributo spettrale è dato da almeno per il 50 % dall'*endmember* "fondo vegetato"; in giallo, tutti i pixel in cui il contributo spettrale è dato da almeno per il 50 % dall'*endmember* "fondo non vegetato".



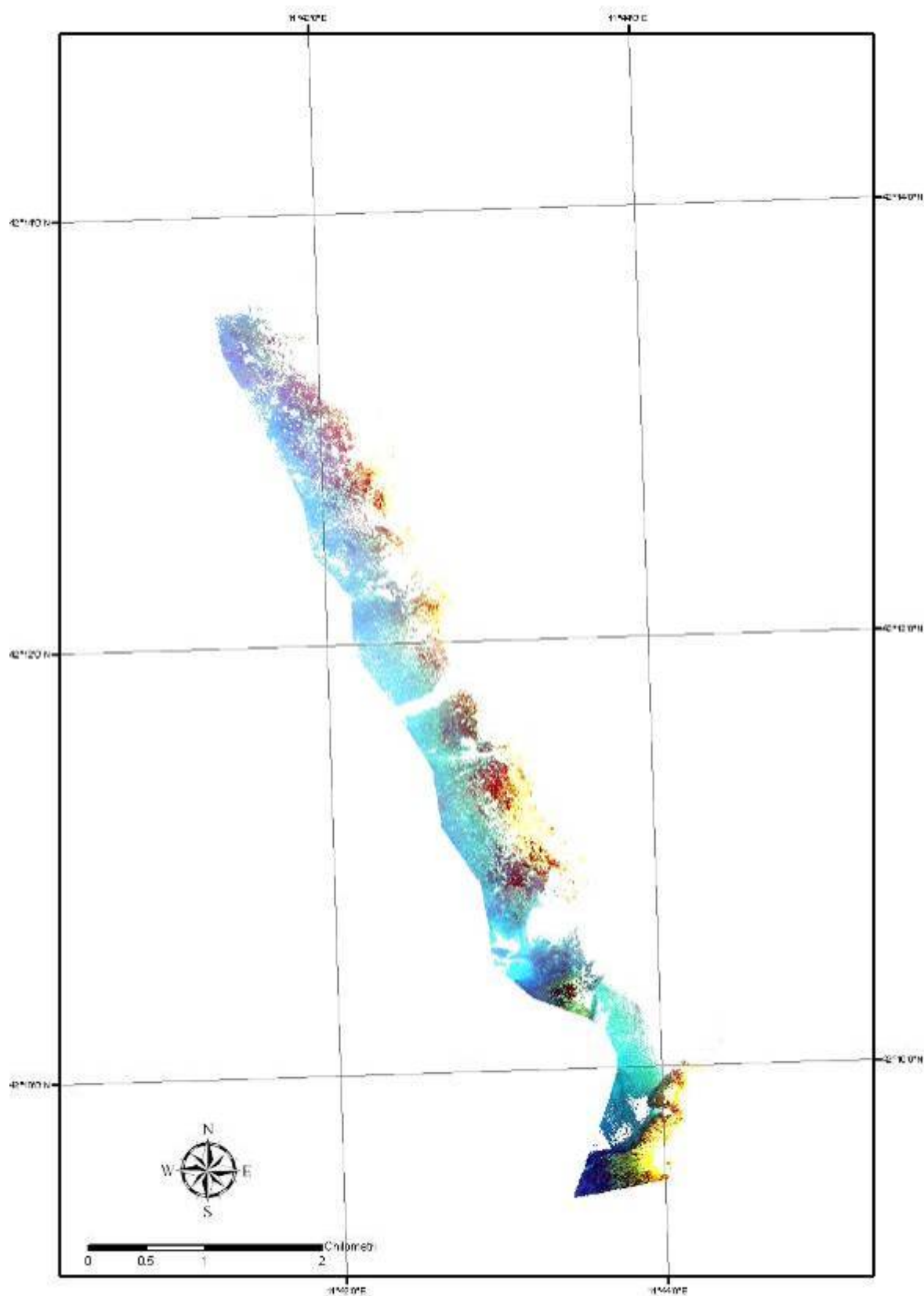


Fig. 3.42. Subset dell'immagine iperspettrale sulla base della ROI costruita grazie alla selezione sul *mixing space* dei pixel il cui contributo spettrale è dovuto per più del 50% all'endmemembr "fondo vegetato".

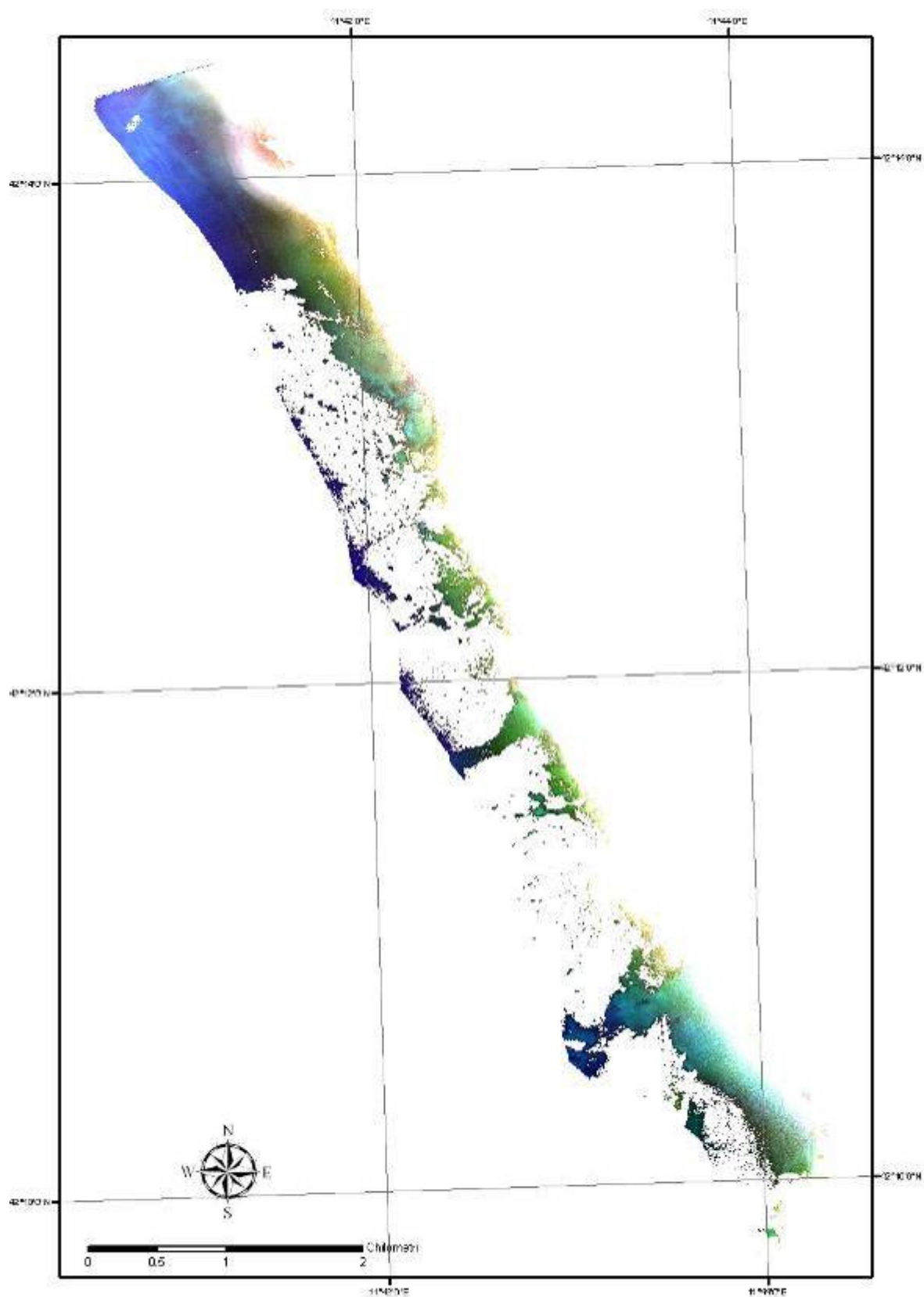


Fig. 3.43. Subset dell'immagine iperspettrale sulla base della ROI costruita grazie alla selezione sul *mixing space* dei pixel il cui contributo spettrale è dovuto per più del 50% all'*endmember* "fondo non vegetato".

### 3.3.5 Studio del comportamento della radianza in funzione della profondità per le due tipologie principali di fondo

Per valutare il reale effetto della profondità sulle radianze delle due tipologie di fondo si è preferito lavorare su aree spettralmente pure per evitare che le differenze incontrate nei valori di radianza di ciascuna tipologia fossero dovuti a differenze nella composizione del fondo invece che esclusivamente all'aumento dello spessore della colonna d'acqua sovrastante.

Come descritto nel capitolo 2, paragrafo 2.5.6, è stato eseguito quindi un campionamento spettrale su ogni metro di profondità, da -1 a -10 m per il fondo non vegetato, e da -3 a -10 m per il fondo vegetato, nelle aree spettralmente più pure, al fine di osservare i cambiamenti della risposta spettrale lungo un gradiente batimetrico. Per il fondo vegetato ci si è limitati a questo range batimetrico dopo aver osservato il diverso comportamento prima e dopo i -3 m di profondità in seguito al campionamento lungo il *mixing space* (Fig. 3.35), ed anche per campionare un target omogeneo come *P. oceanica* ad elevata copertura, che è appunto presente solo dopo i -3 m di profondità. Sia per la diversità biologica che li caratterizza che per il diverso comportamento ottico in funzione della profondità questi due range batimetrici non possono essere infatti modellati insieme per la tipologia “fondo vegetato”. Ci si è concentrati quindi sulle profondità oltre i -3 m in quanto sono quelle interessate dalla presenza di *P. oceanica*.

Le firme spettrali per le due tipologie di fondo sono presentate qui di seguito nelle figure 3.44 e 3.45.

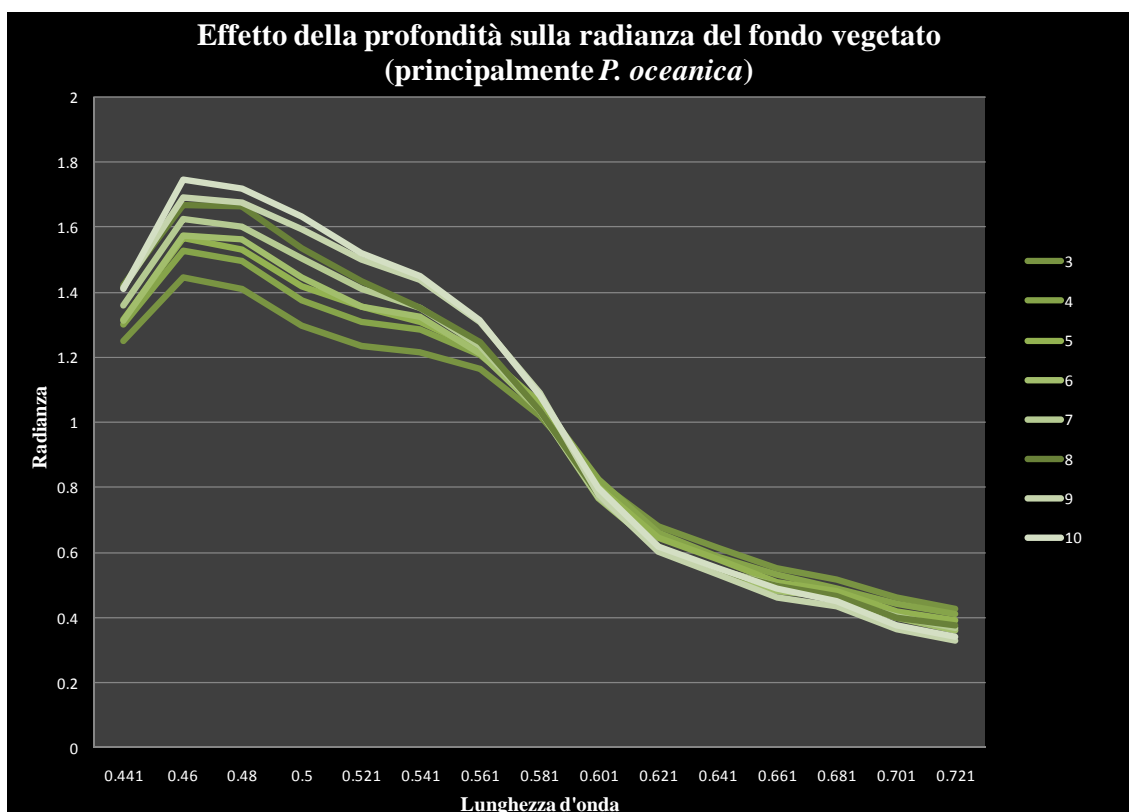


Fig. 3.44 Plot della media delle 5 firme spettrali campionate per ogni metro dai -3 al -10 m sulle aree pure di fondo vegetato (*P. oceanica* ad alta copertura).

Si osserva dal plot delle firme del fondo vegetato, come l'aumento dello spessore della colonna d'acqua provochi un aumento dei valori di radianza nella prima parte dello spettro, ovvero dai 0.441 $\mu$ m ai 0.581  $\mu$ m, ed un decremento di questi invece nel range 0.601-0.721  $\mu$ m (Fig. 3.44). Questa tendenza può essere meglio osservata nei grafici presentati in figura 3.45. Sembra infatti che la vegetazione assorba più dell'acqua nella prima parte dello spettro visibile, ovvero nel blu e nel verde, grazie probabilmente alla presenza della clorofilla, e che quindi a parità di copertura vegetazionale con l'aumento della profondità si abbia un aumento dei valori di radianza (Fig.3.45). Nella seconda parte dello spettro, nel range del rosso, invece le capacità di forte assorbimento dell'acqua inducono una diminuzione della radianza, osservabile anche nel fondo non vegetato (Fig.3.45).

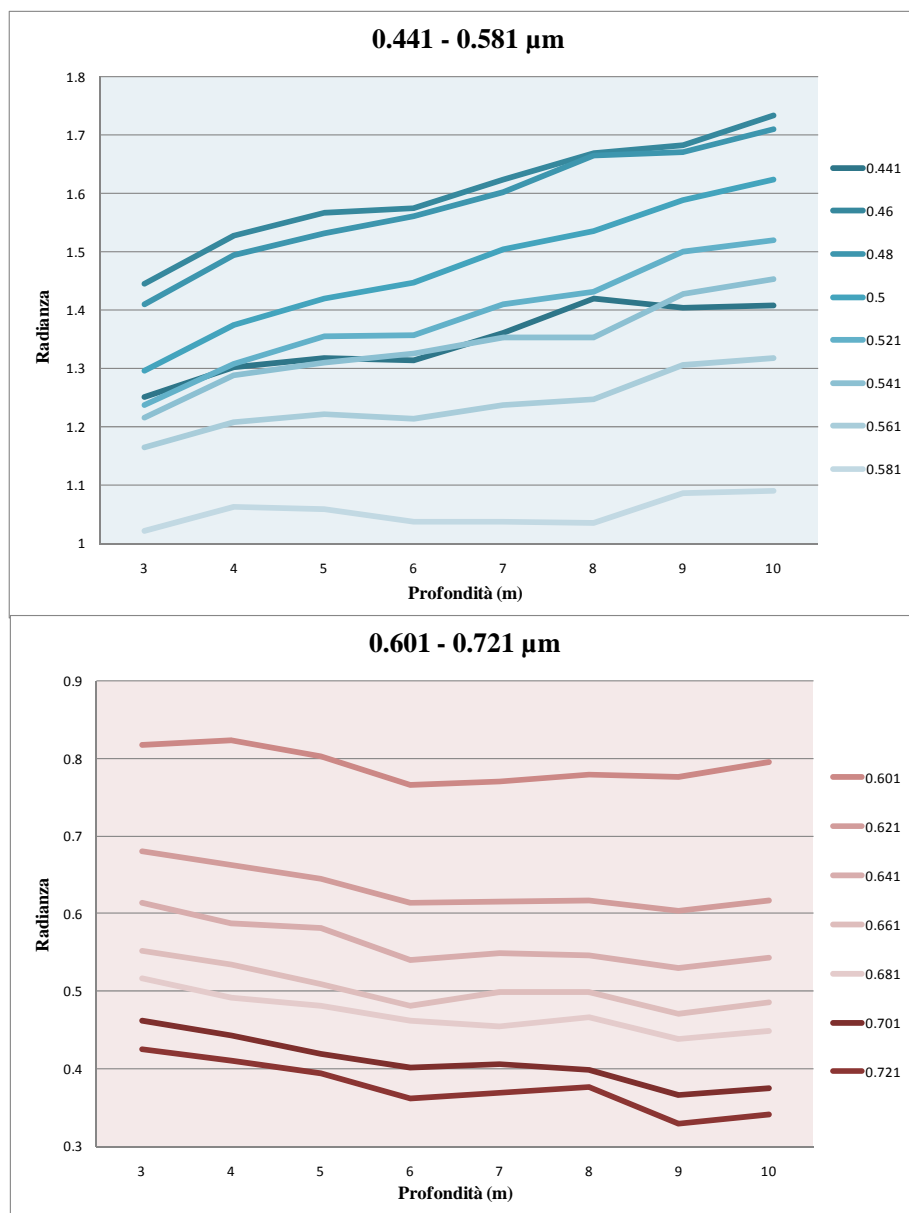


Fig. 3.45. Andamenti della radianza in funzione della profondità per ciascuna lunghezza d'onda da 0.441 a 0.721 $\mu\text{m}$  per il fondo vegetato in aree spettralmente pure (*P. oceanica* ad elevata copertura). Gli andamenti sono costruiti sulla media delle 5 osservazioni fatte per ogni metro di profondità.

Il comportamento su tutto lo spettro del visibile è nettamente differente per il fondo non vegetato (Fig. 3.46). Qui si riscontra infatti una diminuzione su tutto lo spettro dei valori di radianza all'aumentare della profondità, andamento ancora più accentuato nel verde e rosso ( $0.500\text{-}0.721\ \mu\text{m}$ ) (Fig. 3.47). La luce deve infatti effettuare un doppio percorso nella colonna d'acqua prima di tornare al sensore, lungo questo percorso interagisce con le particelle sospese nella colonna d'acqua, oltre che con l'acqua stessa. Ciò determina una diminuzione della radianza totale emergente all'aumentare dello spessore di colonna d'acqua che deve essere attraversato dalla luce prima di giungere al sensore. Questo è sempre vero per substrati altamente riflettenti (Holden e LeDrew, 2001), come appunto il fondo non vegetato, mentre può non essere vero per substrati assorbenti come può essere una prateria di *P. oceanica* ad alta copertura.

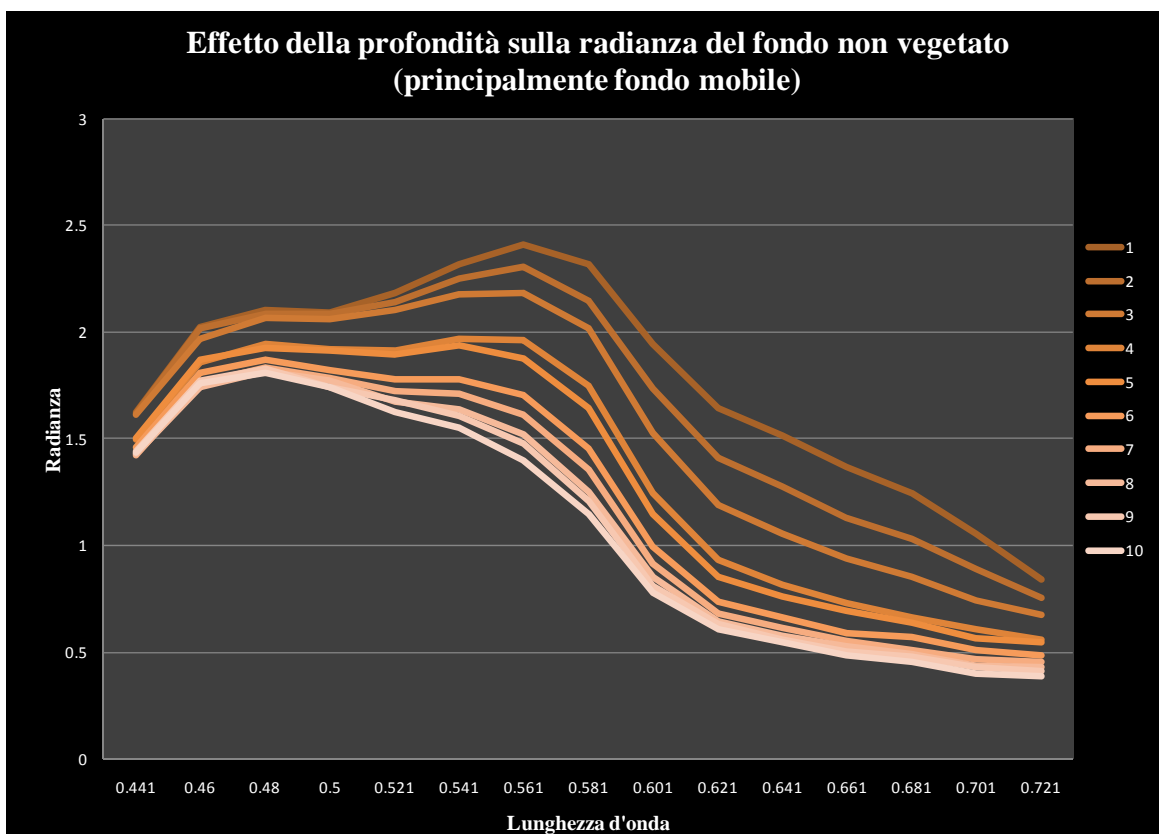


Fig. 3.46. Plot della media delle firme spettrali campionate per ogni metro dai -1 al -10 m sulle aree pure di fondo non vegetato (principalmente fondo mobile) delle zone antistanti Marina di Tarquinia e Sant'Agostino.

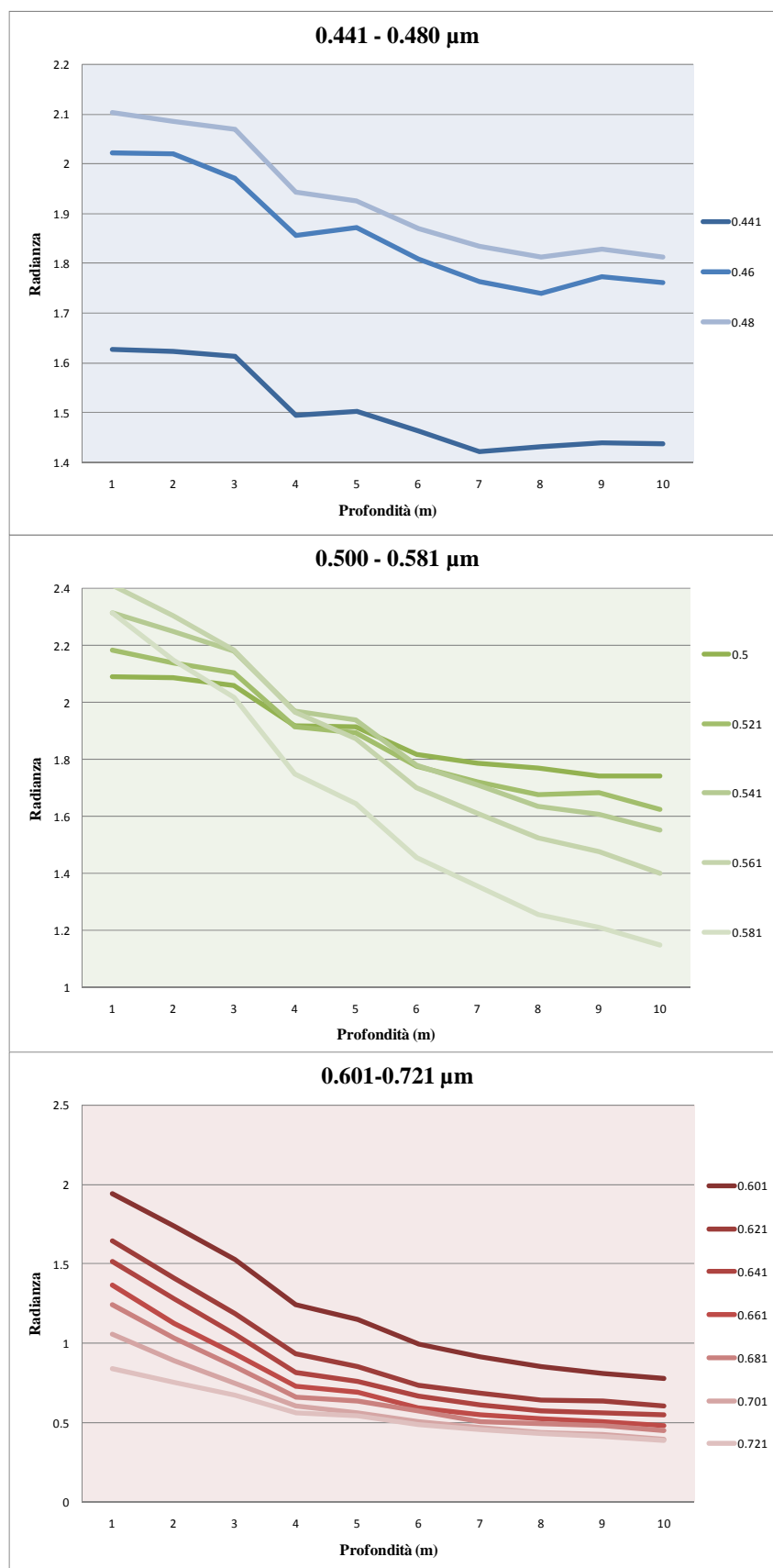


Fig. 3.47. Andamenti della radianza in funzione della profondità per ciascuna lunghezza d'onda da 0.441 a 0.721  $\mu\text{m}$  per il fondo vegetato in aree spettralmente pure (fondo mobile non colonizzato da vegetazione). Gli andamenti sono costruiti sulla media delle 6 osservazioni fatte per ogni metro di profondità.



Per entrambe le tipologie di fondo si ha un'intensa diminuzione della radianza con la profondità oltre i 0.580  $\mu\text{m}$ , come riscontrato già da Holden e LeDrew (2002).

Le equazioni ricavate dalle distribuzioni dei valori di radianza di ciascuna banda lungo un gradiente batimetrico, per il fondo vegetato (Fig. 3.48 - 3.49) sono state ricavate esclusivamente sul fondo vegetato, essendo questo il target d'interesse.

Si è preferito mostrare i valori di radianza campionati a ciascun metro di profondità nella forma di grafico a dispersione per mostrare oltre l'andamento in funzione della profondità anche il grado di dispersione dei dati utilizzati.

Per ognuno degli scatter plot è stata calcolata la linea di regressione che avesse il maggiore fit con i dati, ovvero che restituisse il coefficiente di determinazione,  $R^2$  più alto. Tutte le distribuzioni si possono approssimare ad una regressione lineare, con coefficienti di determinazione piuttosto elevati ( $0.45 < R^2 < 0.87$ ). Solo per le bande 8 e 9 si ha avuto un  $R^2$  molto basso, a causa dell'elevata variabilità dei dati riscontrata per queste lunghezze d'onda dovuta probabilmente ad una maggiore interferenza di queste con la colonna d'acqua.

In questi grafici a dispersione l'andamento opposto della radianza prima e dopo i 0.581  $\mu\text{m}$  è ancor più evidente (Fig. 3.48 - 3.49).

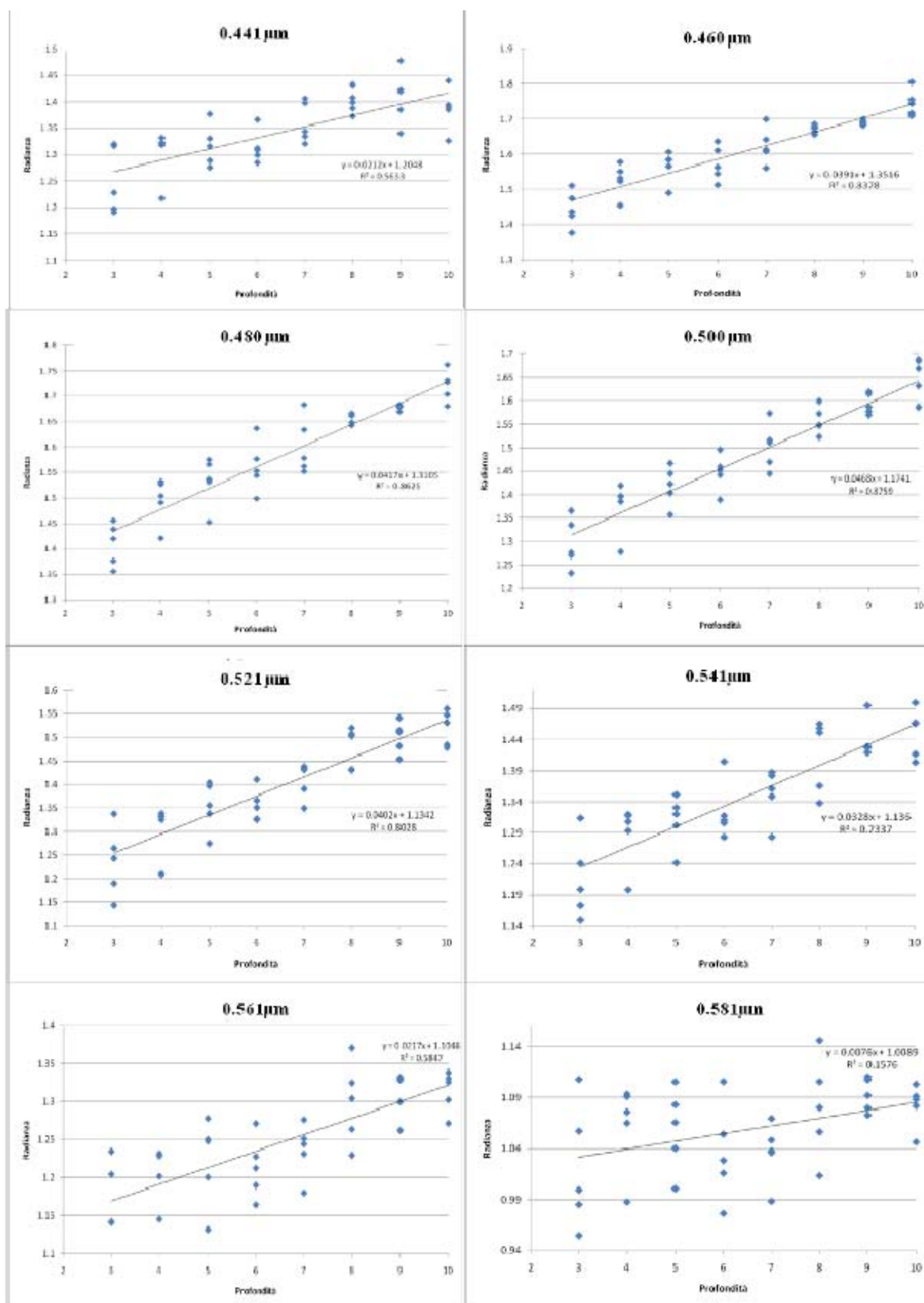


Fig. 3.48. Scatter plot dei 5 valori di radianza campionati casualmente su ogni metro di profondità da -3 a -10 del fondo vegetato. Ogni scatterplot è relativo ad un'unica banda per la quale è stata trovata la retta di regressione che meglio descrivesse la variazione della radianza in funzione della profondità. Qui dalla banda 1 alla 8.

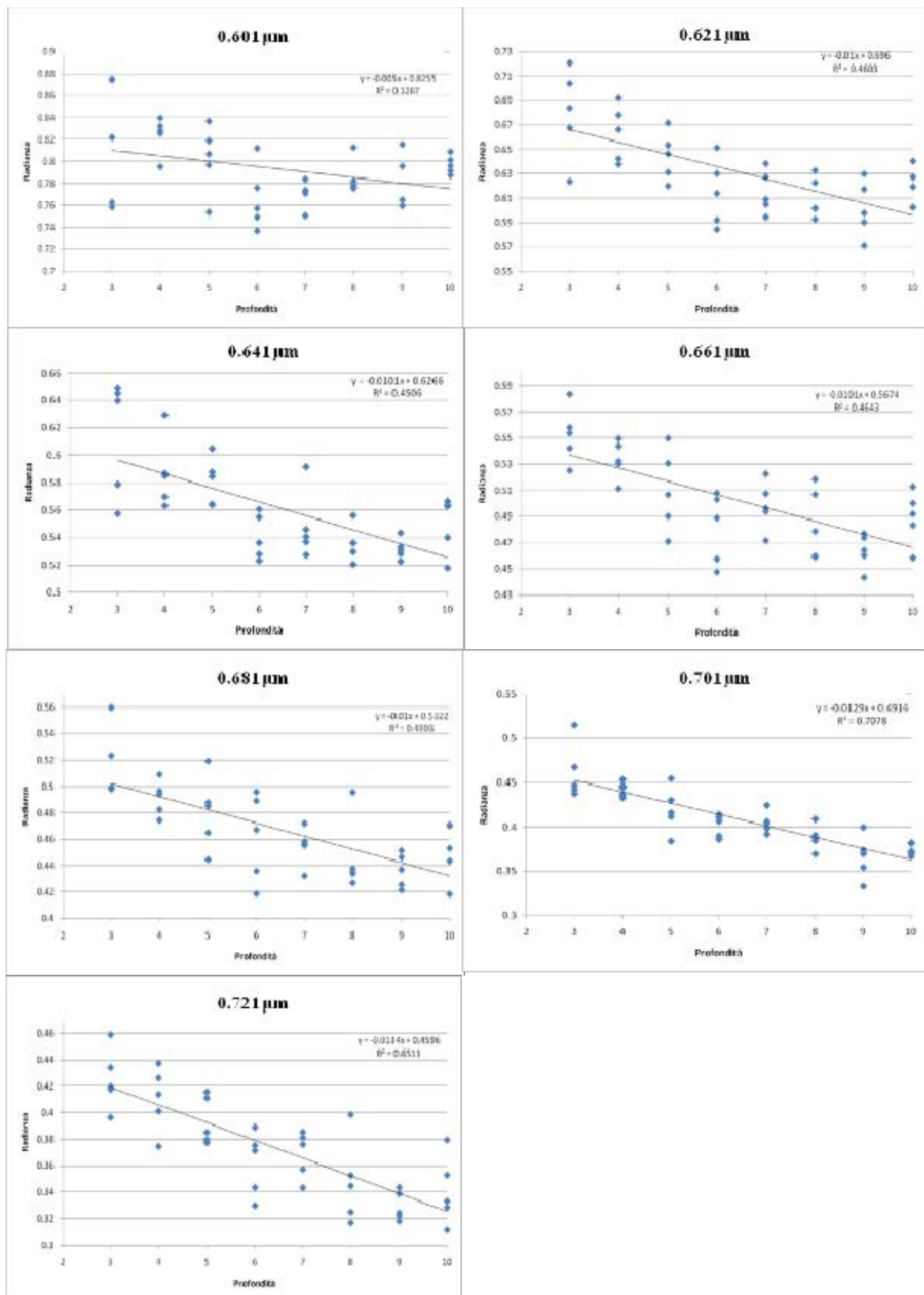


Fig. 3.49. Scatter plot dei 5 valori di radianza campionati casualmente su ogni metro di profondità da -3 a -10 del fondo vegetato. Ogni scatterplot è relativo ad un'unica banda per la quale è stata trovata la retta di regressione che meglio descrivesse la variazione della radianza in funzione della profondità. Qui dalla banda 9 alla 15.

### 3.3.6 Calcolo delle radianze residue

Secondo la logica della regressione lineare, il modello trovato è quello che descrive meglio la relazione tra la variabile esplicativa (profondità) e la variabile di risposta (radianza), in quanto rende minima la somma dei quadrati delle distanze verticali tra i punti osservati e la retta stessa. Le distanze verticali tra i valori osservati ed attesi indicano la variazione residua nella variabile di risposta.

Nel nostro caso, calcolando su target piuttosto omogenei (*P. oceanica* ad elevata copertura) l'andamento della radianza nei confronti della profondità, si può ipotizzare che i valori residui (valore osservato – valore atteso) siano dovuti principalmente a differenze nella composizione del fondo contenuto in ciascun pixel.

Assumendo infatti che il comportamento della radianza in relazione alla profondità sia uguale per tutti i pixel appartenenti alla macro-classe “fondo vegetato”, si può ipotizzare che le variazioni dei valori di radianza, una volta eliminato quest'effetto, siano appunto dovute alle caratteristiche spettrali delle varie tipologie di fondo presenti in questa macroclasse, che vanno da *P. oceanica* ad alta e bassa copertura, associazioni algali principalmente su substrato duro, presenza di altre fanerogame potenziali come *Cymodocea nodosa*, o prati a *Caulerpa taxifolia*.

Eliminando l'effetto attenuante della colonna d'acqua si potrebbe arrivare, lavorando all'interno di questa macro-tipologia di fondo vegetato attraverso l'applicazione della Spectral Mixing Analysis, ad individuare nuovi *endmember* relativi alle risposte spettrali di potenziali associazioni vegetali e gradi diversi di copertura.

Quindi, data una legge di regressione lineare (Fig. 3.50):

$$y_i = a + bx_i$$

$$y_{oi} = a + bx_i + r_i$$

dove  $y_i$  rappresenta la radianza attesa per ciascuna banda  $i$ ,  $x_i$  rappresenta la profondità,  $y_{oi}$  la radianza osservata e  $r_i$  la radianza residua per ogni banda in ciascun punto  $i$ , si avrà che, sottraendo al valore osservato (la radianza originale) il valore atteso (la radianza calcolata secondo il modello), si potranno calcolare i valori di radianza residua in ogni punto

$$y_{oi} - y_i = r_i$$

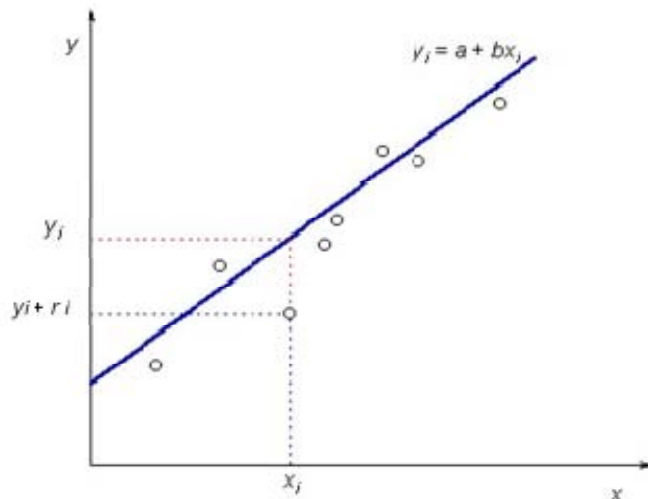


Fig. 3.50. Esempio di regressione lineare.

Applicando questo modello all'immagine, avremo che, sottraendo alla radianza originale le radianze attese, che variano con la profondità secondo le regressioni lineari individuate, si ottiene come risultato una mappa di residui, positivi se cadono al di sopra della retta di regressione, negativi se cadono al di sotto della retta. Questo calcolo ci dà informazioni sulle differenze spettrali contenute nei pixel non collegate al fattore profondità, bensì dovute alla composizione tipologica del pixel stesso.

Grazie alla possibilità di avere contemporaneamente dati iperspettrali e batimetrici nello stesso file è stato possibile applicare una maschera batimetrica che ci restituisse le informazioni solo sul range batimetrico modellato, ovvero quello compreso tra i -3 m ai -10 m di profondità. Ciò ha permesso di lavorare solo nell'intervallo batimetrico per cui la radianza del fondo vegetato è stata modellata.

Utilizzando il tool Band Math del software ENVI 4.5, la radianza attesa dal modello è stata sottratta alla radianza dell'immagine originale, al fine di ottenere un'immagine di radianze residue, con valori positivi e negativi molto vicini allo zero (Fig. 3.51).

Le equazioni sono state inserite nella seguente forma:

$$\begin{aligned} R1 &= B1 - (0.0212 \cdot P + 1.2048) \\ R2 &= B2 - (0.0391 \cdot P + 1.3516) \\ R3 &= B3 - (0.0417 \cdot P + 1.3105) \\ R4 &= B4 - (0.0468 \cdot P + 1.1741) \\ R5 &= B5 - (0.0402 \cdot P + 1.1342) \\ R6 &= B6 - (0.0328 \cdot P + 1.136) \\ R7 &= B7 - (0.0217 \cdot P + 1.1046) \\ R8 &= B8 - (0.0076 \cdot P + 1.0089) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
R_9 &= B_9 - (-0.005 * P + 1.8255) \\
R_{10} &= B_{10} - (-0.01 * P + 1.696) \\
R_{11} &= B_{11} - (-0.0101 * P + 1.6266) \\
R_{12} &= B_{12} - (-0.0101 * P + 1.5674) \\
R_{13} &= B_{13} - (-0.01 * P + 1.5322) \\
R_{14} &= B_{14} - (-0.0129 * P + 1.4916) \\
R_{15} &= B_{15} - (-0.0134 * P + 1.4596)
\end{aligned}$$

Dove:

$R_n$  e  $B_n$  sono rispettivamente le radianze residue e le radianze osservate per le  $n$  bande, e  $P$  è la profondità.

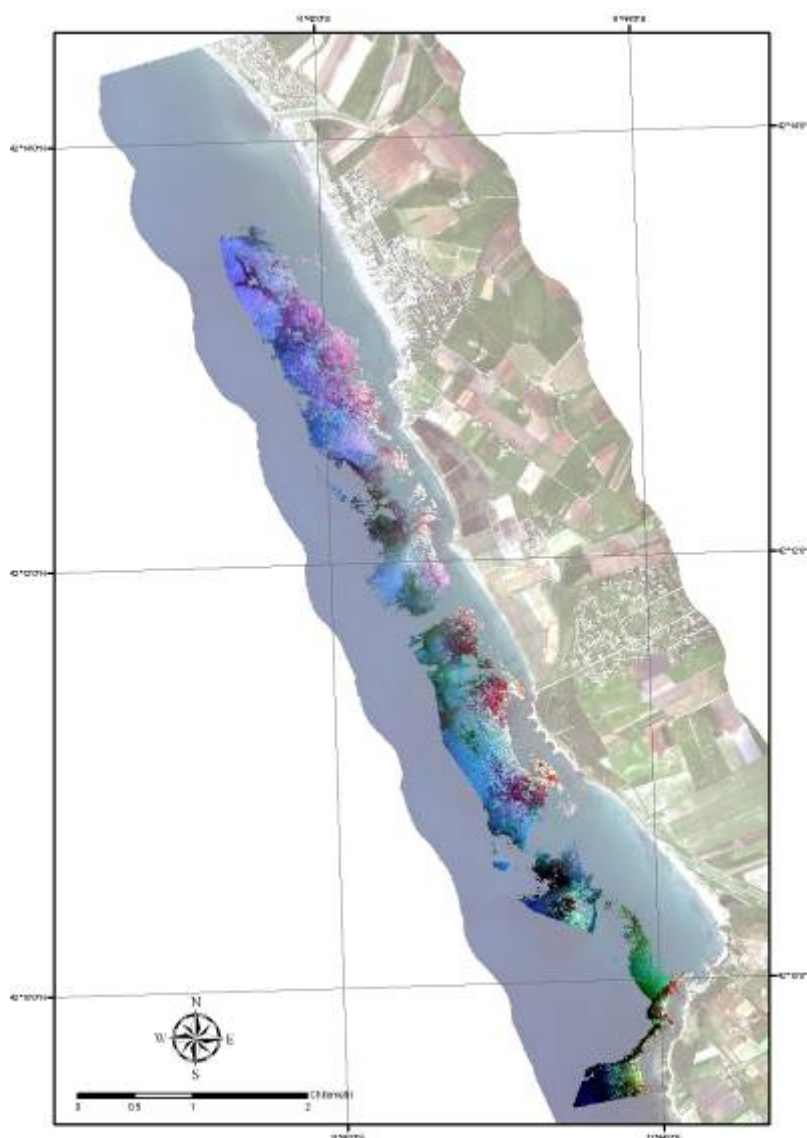


Fig. 3.51. Immagine dei residui calcolati sottraendo ai valori di radianza osservati i valori di radianza attesi secondo le regressioni lineari calcolate per ogni banda, ristretta al range batimetrico compreso tra i -3 ed i -10 m di profondità, sul subset relativo al fondo vegetato. I residui rappresentano le differenze spettrali dovute alle diverse tipologie di coperture vegetali presenti nella macro-classe “fondo vegetato”. L’immagine totale è lasciata in trasparenza nello sfondo per facilitare la collocazione spaziale.

Per verificare se il modello costruito su aree spettralmente pure ha ben spiegato la variazione della radianza con la profondità di tutto il fondo vegetato sono stati calcolati i coefficiente di determinazione  $R^2$  per ciascuna banda.

A questo fine sono stati disegnati due transetti perpendicolari alla costa, uno più a nord e l'altro più a sud (Fig. 3.52). Da questi transetti sono stati estratti i valori delle radianze osservate che sono stati utilizzati per calcolare le radianze attese secondo il modello.

Ciò ha permesso il calcolo dell'  $R^2$ , inteso come:

$$r = \frac{\sum (x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x - \bar{x})^2 \sum (y - \bar{y})^2}}$$

Dove: x = radianze osservate; y = radianze attese

I valori di  $R^2$  totali, calcolati unendo le radianze di entrambi i transetti, sono qui presentati:

Banda	$R^2$
1	0.565
2	0.606
3	0.540
4	0.428
5	0.213
6	0.048
7	0.001
8	0.037
9	0.001
10	0.144
11	0.137
12	0.122
13	0.077
14	0.090
15	0.057

Tab. 3.5 Valori di  $R^2$  calcolati sulla base delle radianze osservate ed attese sulla base del modello.

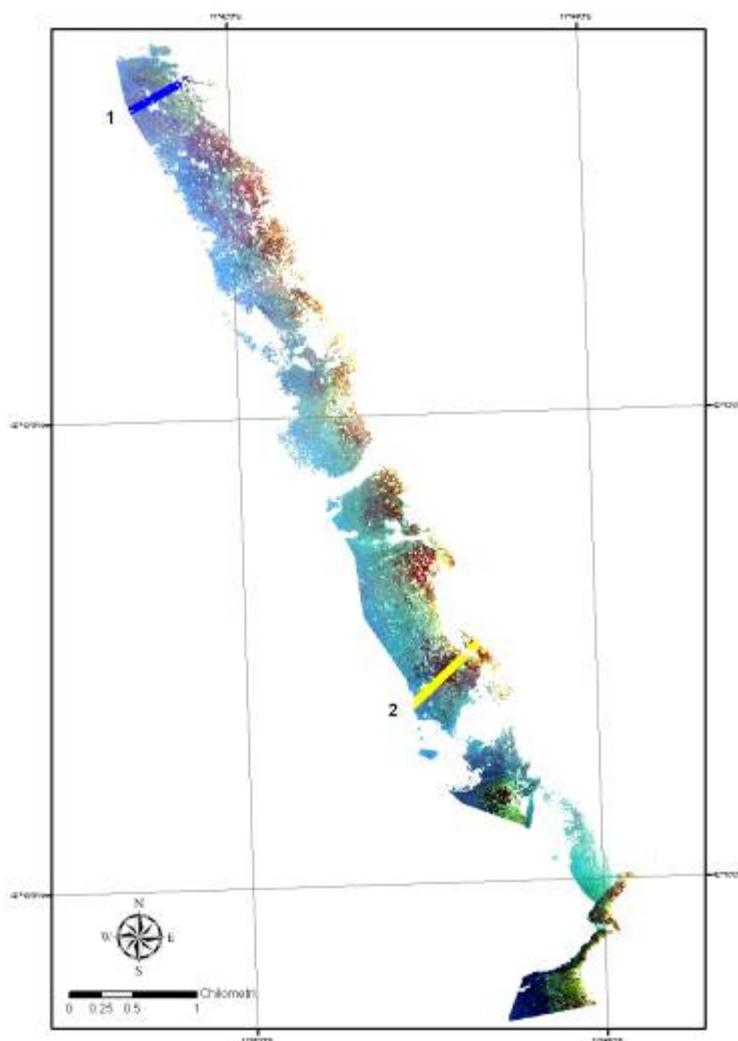


Fig. 3.52. Immagine MIVIS dell'area occupata da fondo vegetato, sulla quale sono stati disegnati i trasetti 1 e 2.



Dato il basso valore dell'  $R^2$  per quasi tutte le bande (soprattutto dalla banda 5 in poi) è chiaro che generalizzare l'effetto della profondità sulla radianza calcolato per aree pure anche su aree miste, può portare ad errori di valutazione. Infatti, quei pixel in cui il contributo del sedimento è abbastanza elevato, subiranno un effetto di variazione della radianza con la profondità che sarà intermedio tra quello subito dal fondo vegetato e quello subito dal fondo non vegetato. Essendo l'influenza della profondità estremamente differente per le due tipologie di fondo, correggere tutti i pixel della macro-classe "fondo vegetato" con delle leggi ricavate su aree spettralmente pure, senza considerare il contributo dell'effetto profondità dipendente che agisce sulle porzioni di fondo non vegetato contenute nei pixel misti, può portare ad errori.

Questi errori potrebbero essere evitati introducendo delle leggi costruite su *endmember* puri, che vengano però applicate a ciascun pixel nella misura in cui quell'*endmember* interviene nel pixel. L'*unmixing* fornisce infatti delle mappe percentuali di *endmember* che potrebbero essere utilizzate come base per introdurre leggi che correggano la radianza del fondo in relazione alla profondità in modo direttamente proporzionale a queste percentuali.

### 3.3.7 Applicazione della Spectral Mixing Analysis all'immagine delle radianze residue

Nonostante la bassa accuratezza ottenuta nell'applicazione del modello su tutto il fondo vegetato, si è proceduto comunque all'indagine delle caratteristiche delle radianze residue calcolate.

Ottenuta l'immagine dei residui si può riorganizzare tutta la varianza dell'immagine in sole 3 bande attraverso l'Analisi delle Componenti Principali, per poi raggruppare i pixel a seconda delle loro caratteristiche spettrali attraverso la creazione di *mixing space*.

I risultati dell'analisi delle componenti principali sono di seguito mostrati.

PC	Autovalori	Varianza percentuale cumulativa
1	0.0439	85.67%
2	0.0057	96.79%
3	0.0006	97.89%
4	0.0005	98.85%
5	0.0002	99.29%
6	0.0001	99.49%
7	0.0001	99.61%
8	0.0000	99.68%
9	0.0000	99.75%
10	0.0000	99.81%
11	0.0000	99.87%
12	0.0000	99.91%
13	0.0000	99.94%
14	0.0000	99.97%
15	0.0000	100.00%

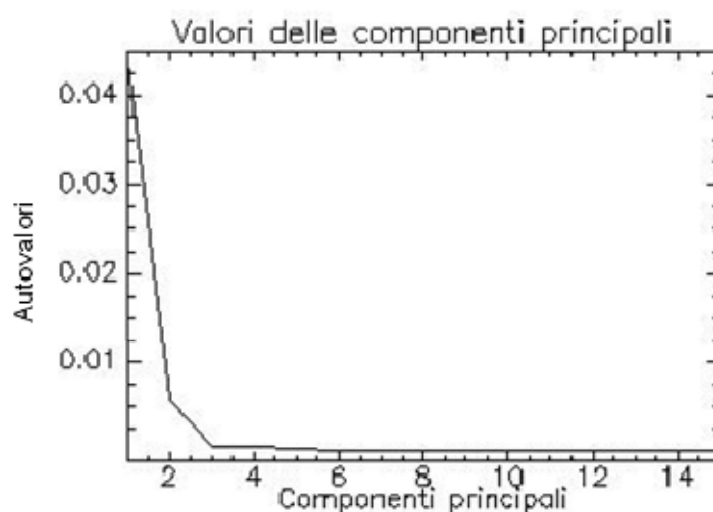


Fig. 3.53. Valori assunti dalle componenti principali.

Tab. 3.6. Statistiche della PCA. Gli autovalori rappresentano i nuovi valori assunti dalle bande ruotate; la varianza spiegata da ogni componente viene presentata in forma cumulativa dalla 1° alla 15° PC.

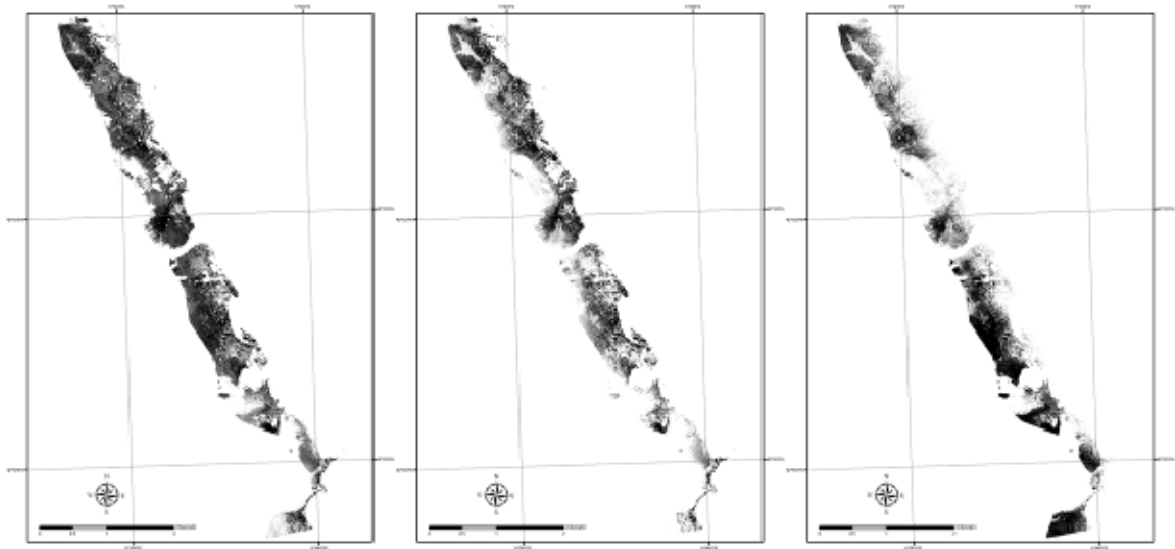


Fig. 3.54 Risultati dell'analisi delle componenti principali. Sono mostrate in ordine da sinistra dalla prima alla terza componente principale.

Queste prime tre componenti principali che contengono il 97.89% della varianza totale (Tab. 3.6), ed ogni componente dovrebbe mettere in evidenza una particolare componente del fondo marino.

Queste prime 3 PC sono state utilizzate per costruire dei nuovi *mixing space* (Fig. 3.55).

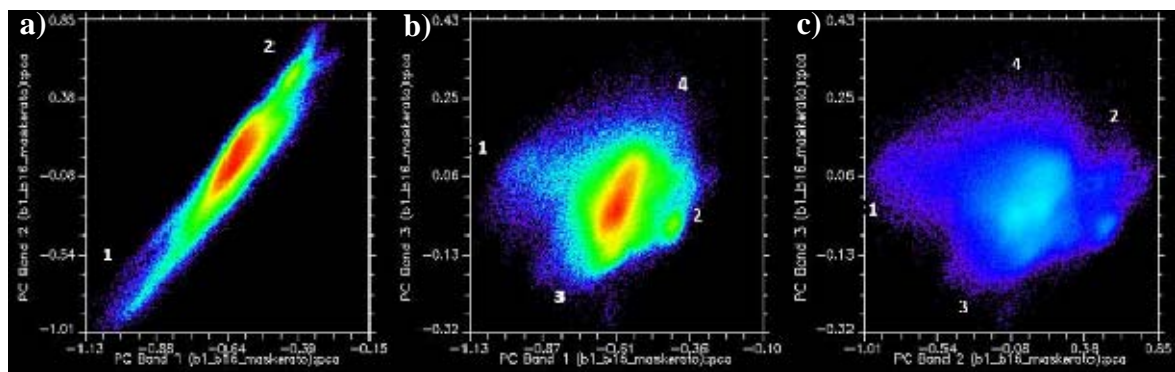


Fig. 3.55– a, b, c. *Mixing space* costruiti sulle prime 3 PC calcolate sull'immagine delle radianze residue. Gli *endmember* sono stati evidenziati agli apici dei *mixing space*. a) PC1 vs PC2; b) PC1 vs PC3; c) PC2 vs PC3.

Dagli apici di questi *mixing space* possono essere estratti 4 nuovi *endmember* che descrivono potenzialmente pixel puri di coperture vegetali diverse. I primi due *endmember* (1-2) si distinguono su tutti e 3 i *mixing space* e sono quelli spettralmente più distinguibili. A partire dai *mixing space* PC1 vs PC3 e PC2 vs PC3 possono essere estratti altri 2 *endmember* (3-4) (Fig. 3.55).

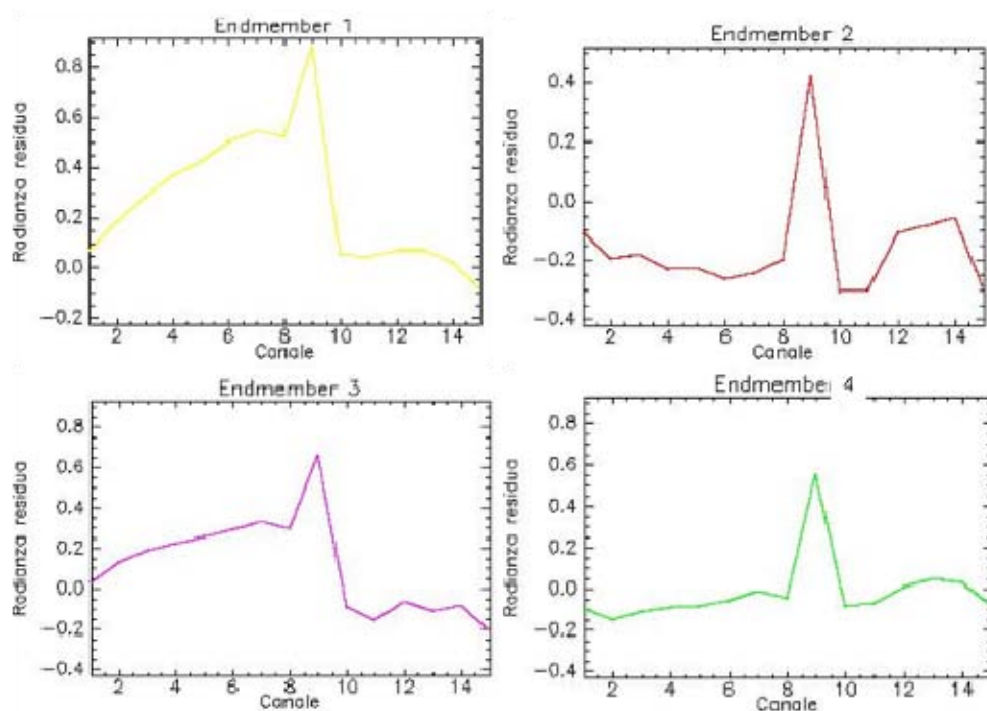


Fig. 3.56. I 4 nuovi *endmember* estratti dai *mixing space* costruiti sulle prime 3 PC realizzate sull'immagine delle radianze residue.

Come si può osservare dai profili dei 4 *endmember* (Fig. 3.56) estratti dai nuovi *mixing space* si hanno valori residui molto elevati per il canale 9. In questo canale infatti il coefficiente di determinazione  $R^2$  era molto basso ( $R^2 = 0.1267$ ), e quindi era prevedibile che il modello non desse buoni risultati. Per le altre bande i valori residui sono invece abbastanza bassi, e ciò è indice che il modello non si è discostato troppo dalla realtà.

Questi nuovi *endmember* dovrebbero quindi essere associabili a diverse tipologie di fondo vegetato, che vanno da diversi gradi di copertura di *P. oceanica*, a diverse coperture algali, alla presenza di altre fanerogame come ad esempio *Cymodocea nodosa*. La reale corrispondenza di questi *endmember* a differenti classi vegetazionali dovrebbe essere verificata con un'analisi *in situ*. E' da chiarire comunque che probabilmente le differenze spettrali tra le tipologie sopra citate sono molto esigue, e quindi difficilmente estraibili da una sola immagine iperspettrale senza l'ausilio di dati di campo.

Non si riscontra più un effetto profondità-dipendente sia nelle PC che conseguentemente nel *mixing space*, il che suggerisce che la trasformazione applicata ha permesso di eliminare almeno in parte questa dipendenza.

Questo rappresenta un approccio sperimentale, che potrebbe potenzialmente evidenziare queste differenze, qualora vi fossero, a partire unicamente da un'immagine iperspettrale, utilizzando un approccio che integra la SMA con una modellizzazione del rapporto radianza-profondità.

## 4 CONCLUSIONI

L'ambiente marino costiero è otticamente e biologicamente molto complesso e molti sforzi devono essere ancora fatti per comprendere il comportamento della radiazione nelle sue interazioni con la colonna d'acqua ed il fondo, al fine di implementare la capacità di interpretazione della radianza emergente dal fondo nella mappatura degli ambienti bentonici. I sensori remoti iperspettrali, come il MIVIS, sono sicuramente i più adatti a descrivere la variabilità spettrale di questi ambienti, grazie alla potenzialità nell'identificare le piccole differenze spettrali che si possono incontrare tra target otticamente simili in un fondo marino costiero, ma ancora non si può prescindere da un utilizzo combinato con dati ottici a terra se si vuole raggiungere un grado di discriminazione tra i target che sia soddisfacente.

Seguendo un approccio esclusivamente *image-based* si riesce infatti a raggiungere una distinzione delle macro-tipologie che caratterizzano il fondo marino costiero, in questo caso fondo vegetato a vari livelli di copertura e fondo non vegetato, ma non si riesce ad entrare nel dettaglio di un'ulteriore distinzione intra-classe, principalmente a causa dell'effetto omogenizzante che la colonna d'acqua induce sulle risposte spettrali del fondo. L'utilizzo accoppiato di sensori attivi, come il LiDAR, fornisce il grande vantaggio di avere informazioni batimetriche dettagliate, che rappresentano una base indispensabile per la comprensione della variazione della radianza con la profondità e quindi per la messa a punto di metodi di correzione della radianza per la colonna d'acqua.

Nell'ambito di un'analisi basata esclusivamente sull'immagine, la *Spectral Mixing Analysis* risulta essere una tecnica dal grande potenziale per lo studio dei fondi marini costieri. Infatti, oltre ad aver consentito una buona speculazione del fondo marino costiero in assenza di un modellamento dell'attenuazione delle caratteristiche spettrali del fondo per via della profondità, promette anche ottime potenzialità per l'applicazione di modelli di correzione pesata delle radianze del fondo costruiti su endmember puri.

La SMA, consentendo un'interpretazione del fondo marino costiero in termini di frazioni di endmember spettralmente puri, ha permesso di scomporre un ambiente tanto eterogeneo in quegli elementi spettralmente fondamentali che vanno a comporre la risposta totale del fondo in ogni punto. La risposta spettrale emergente dal fondo marino è stata infatti modellata come combinazione lineare di quattro target spettralmente puri: il fondo vegetato, corrispondente a patch di *P. oceanica* presente ad elevati livelli di copertura, il

fondo non vegetato, corrispondente principalmente ad aree di fondo mobile in cui la vegetazione è assente o spettralmente non rilevante, il fondo di acque superficiali, relativo ai fondi del mesolitorale, infralitorale superiore biologicamente e geologicamente molto eterogenei, ed infine alle acque spettralmente profonde, dove la risposta spettrale emergente è determinata dalle sole caratteristiche ottiche dell'acqua in quanto il fondo non contribuisce minimamente al segnale ottico.

L'applicazione del *Modello Lineare di Unmixing* ha prodotto mappe di frazioni di endmember che hanno consentito non solo di delineare il limite superiore ed i limiti laterali della prateria di Posidonia, ma anche di descriverne il grado di copertura con una buona affidabilità fino ai -6 m di profondità. La mappa di frazioni descrive come un *continuum* le variazioni di natura spettrale che vanno dalle aree di fondo non interessato da vegetazione, principalmente fondo mobile, ad aree sia di fondo duro che mobile caratterizzate da modeste coperture vegetali, fino ad aree completamente coperte da vegetazione, in questo caso da *P. oceanica*. Le aree occupate da *P. oceanica* ad elevati livelli di copertura sono chiaramente distinguibili dal resto fino ai 6 m di profondità, e possono essere messe in relazione principalmente con aree di prateria su fondo mobile, in quanto questa fanerogama riesce a raggiungere elevati gradi di copertura solo su questo tipo di fondo. Le aree a copertura media sono relative principalmente ad aree rocciose occupate da *P. oceanica*, che su fondi duri non raggiunge mai livelli di copertura elevati, ed a formazioni rocciose con elevata copertura algale: queste due tipologie di fondo risultano infatti essere estremamente simili tra loro dal punto di vista spettrale in presenza di una colonna d'acqua sovrastante, e quindi spettralmente non distinguibili.

Per quanto riguarda il limite superiore della prateria antistante Tarquinia questo è posto per lo più tra i -3 ed i -5 m di profondità, con un andamento molto frastagliato probabilmente a causa dell'eterogeneità del fondo e delle strette interazioni con le attività antropiche, ma caratterizzato per lo più da elevati livelli di copertura, tranne nelle aree a fondo prevalentemente roccioso. Il limite superiore si avvicina molto sotto costa nella zona di Sant'Agostino, grazie probabilmente all'elevata trasparenza delle acque e al ridotto idrodinamismo. Per quanto riguarda la delimitazione laterale la prateria risulta delimitata a nord dagli apporti di acqua dolce provenienti dal fiume Marta ed a sud, in modo meno netto, dagli apporti del fiume Mignone. Nella zona antistante le saline di Tarquinia la prateria è divisa in due porzioni da un canale ampio circa 200 m, perpendicolare alla costa, probabilmente riconducibile ad un paleo.

I livelli di copertura e la localizzazione dei limiti della prateria riscontrati con l'applicazione dell' *unmixing* sono coerenti con quelli riscontrati attraverso l'applicazione dell'approccio rigido dell'albero delle decisioni. Quest'ultimo ha infatti portato ad una buona distinzione delle caratteristiche del fondo fino ai - 6 m di profondità, permettendo una distinzione tra aree di prateria ad elevata copertura, aree di prateria a minore copertura e aree rocciose con elevata copertura algale, ed aree principalmente non vegetate, ma oltre questa profondità l'effetto d'attenuazione delle differenze spettrali causato dalla colonna d'acqua diviene assolutamente limitante.

La profondità dei 6 m risulta essere quindi la profondità limite sia per un approccio rigido fisicamente basato come l'albero delle decisioni, che per un approccio morbido come quello della SMA, in acque caratterizzate da un valore di torbidità di 6 m (Disco di Secchi) studiate attraverso un sensore iperspettrale come il MIVIS.

Oltre questa profondità attraverso la SMA si riesce a raggiungere una distinzione tra fondo vegetato e non vegetato, ma non si riesce più a discriminare i segnali spettrali provenienti dal fondo come appartenenti a zone a maggiore o minore copertura vegetale, data l'omogenizzazione spettrale causata dall'aumento dello spessore della colonna d'acqua. Per riuscire ad entrare più nel dettaglio di una caratterizzazione del fondo marino costiero e delineare classi di copertura anche dopo i -6 m di profondità è necessario uno studio sulla deformazione che l'aumento in profondità induce nelle risposte spettrali del fondo e quindi di una correzione di questo effetto.

Dall'analisi del *mixing space* costruito sulle prime due Componenti Principali e delle firme di target spettralmente puri campionate lungo gradienti batimetrici, risulta che fondi spettralmente differenti tra loro, come il fondo non vegetato altamente riflettente e il fondo vegetato altamente assorbente, subiscono deformazioni differenti nelle loro risposte spettrali in seguito all'aumento in spessore della colonna d'acqua sovrastante.

La trasformazione è completamente antitetica nella prima parte dello spettro (0.441-0.581  $\mu\text{m}$ ), causando un aumento lineare della radianza nei fondi vegetati ed una diminuzione nei fondi non vegetati, e diviene invece più coerente nella seconda parte dello spettro (0.601-0.721  $\mu\text{m}$ ) inducendo una diminuzione nei valori di radianza nella risposta ottica di entrambe le tipologie di fondo, con andamento lineare per il fondo vegetato. Nella prima parte dello spettro quindi la colonna d'acqua induce un aumento nei valori di radianza nei substrati più assorbenti dell'acqua stessa, come la vegetazione, ed ad una diminuzione dei valori in substrati molto più riflettenti della colonna d'acqua, come il fondo non vegetato. Nella seconda parte dello spettro invece la capacità di assorbimento dell'acqua è così forte



da indurre, indipendentemente dalla natura del substrato, una diminuzione della radianza con l'aumento della profondità.

Sono state individuate due profondità limite oltre le quali si hanno forti variazioni delle caratteristiche spettrali del fondo. I primi 3 metri di profondità sono quelli in cui le risposte spettrali del fondo sono in minor misura influenzate dalla colonna d'acqua sovrastante: dopo questa profondità crolla la maggior parte della variabilità spettrale ed i valori di radianza. Questo è più vero per la componente vegetale, ma vale anche per quella porzione di fondo non coperto da vegetazione. Oltre questa profondità vi è una tendenza a riprodurre le caratteristiche ottiche della colonna d'acqua più che quelle del fondo marino stesso. Oltre i – 6 m di profondità la risposta spettrale del fondo non vegetato ricalca completamente quella della colonna d'acqua, mantenendosi difatti invariata anche a profondità maggiori. Oltre questa profondità la capacità di distizione delle diverse tipologie di fondo diviene molto limitata.

Il percorso seguito per il modellamento dell'effetto della profondità sulla radianza del fondo marino costiero, costruito per un approccio basato esclusivamente sull'immagine, risulta essere una buona base per la costruzione di un modello che utilizzi le leggi radianza-profondità ricavate su aree spettralmente pure in modo direttamente proporzionale alla frazione con cui ciascun endmember puro interviene nel pixel. Così facendo si potranno evitare gli errori e le distorsioni causate da una forzatura del modello su aree miste.

L'analisi delle relazioni tra le radianze di diverse tipologie di fondo e la profondità, l'individuazione di range di profondità che delineano l'influenza spettrale della colonna d'acqua, e la sperimentazione di un approccio dalle elevate potenzialità come la SMA, rappresentano utili strumenti di approfondimento nell'ambito del telerilevamento in ambiente costiero, in un contesto in cui la conoscenza delle potenzialità e applicabilità di questi approcci è ancora ai primordi.

## **BIBLIOGRAFIA**

AA.VV., 2004. Relazione sullo Stato dell'Ambiente. Pubbl. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

Abal E.G., Dennison W.C., 1996. Seagrass depth range and water quality in southern Moreton bay, Queensland, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 47 (6): 763-771.

Ackleson, S. G., and Klemas, V., 1987. Remote sensing of submerged aquatic vegetation in lower Chesapeake bay: A comparison of Landsat MSS to TM imagery. *Remote sensing of Environment*, 22: 235–248.

Adam E., Mutanga O., Rugege D., 2009. Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review. *Wetlands Ecology and Management*, 18 (3): 281-286.

Adams, J.B., Sabol, D.E., Kapos, V., Filho, R.A., Roberts, D.A., Smith, M.O., and Gillespie, A.R., 1995. Classification of multispectral images based on fractions of endmembers: Application to land cover change in the Brazilian Amazon. *Remote sensing of Environment* 52: 137-151.

Adams, J.B., Smith, M.O., and Gillespie, A.R., 1993. Imaging Spectroscopy: Interpretation based on spectral mixture analysis. In *Remote Geochemical Analysis: Elemental and Mineralogical Composition*, C.M. Pieters, and P. Englert (eds), Cambridge University Press, New York: 145-166.

Adams, J.B., Smith, M.O. and Johnson, P.E., 1986, Spectral mixture modeling: a new analysis of rock and soil types at Viking Lander 1. *Journal of Geophysical Research*, 91: 8113–8125.

Alberotanza, L., Brando, V. E., Ravagnan, G., and Zandonella, A., 1999. Hyperspectral aerial images. A valuable tool for submerged vegetation recognition in the Ortobello lagoons, Italy. *International Journal of Remote sensing*, 20 (3): 235–248.

Ami D., Boudouresque C.F., 2002. Valuing benefits from protecting the seagrass *Posidonia oceanica* beds in the Mediterranean Sea. Conference on Risk and Uncertainty in Environmental and Ressource Economics, Wageningen University, The Netherlands: 1-7.

Andrefouet, S., Hochberg, E. J., Payri, C., Atkinson, M. J., Muller-Karger, R. E., and Ripley, H., 2003. Multi-scale remote sensing of microbial mats in atolls environment. *International Journal of Remote sensing*, 24: 2661–2682.

Anonyme, 2001. Projet de lignes directrices pour les études d'impact sur les herbiers marins. PNUE. CAR/ASP édit., UNEP(DEC)/MED WG.177/8, Tunis: 1-49.

Anonyme, 2000. Action plan for the conservation of marine vegetation in the Mediterranean sea. CAR-ASP édit., PNUE publ.: 1-8.

Anstee, J., Dekker, A., Brando, N., Pinnel, N., Byrne, G., Danieal, P., et al. 2001. Hyperspectral imaging for benthic species recognition in shallow coastal waters. In *Proceedings of the International Geoscience and Remote sensing Symposium '01*. Vol. 6: 2513–1515.

Ardizzone G.D., Tucci P., Somaschini A., Belluscio A., 2000. Is bottom trawling responsible for the regression of *Posidonia oceanica* meadows in the Mediterranean Sea? In: M.J. Kaiser and S.J. de Groot (Eds.), *Effects of Fishing on non target species and Habitats*. Blackwell Science: 37-46.

Ardizzone G.D., Belluscio A., 1996. Le praterie di *Posidonia oceanica* delle coste laziali. In: *il Mare del Lazio*. Regione Lazio – Università degli Studi di Roma “La Sapienza”: 194-217.

Ardizzone G.D., Pelusi P., 1984. Yield and damage evaluation of bottom trawling on *Posidonia* meadows. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 63-72.

Ardizzone G.D., Migliuolo A., 1982. Modificazioni di una prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile del Medio Tirreno sottoposta ad attività di pesca a strascico. *Naturalista Siciliano*, S.IV, VI (suppl.), 3: 509-515.

Armstrong, R.A., 1993. Remote sensing of submerged vegetation canopies for biomass estimation. *International Journal of Remote sensing*, 14: 621–627.

Astier J.M., 1984. Impact des aménagements littoraux de la rade de Toulon, liés aux techniques d'endigage, sur les herbiers à *Posidonia oceanica* – In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds, GIS Posidonie publ., Fr.*, 1: 255-259.

Augier H., 1985. L'herbier à *Posidonia oceanica*, son importance pour le littoral méditerranéen, sa valeur comme indicateur biologique de l'état de santé de la mer, son utilisation dans la surveillance du milieu, les bilans écologiques et les études d'impact. *Vie marine*, 7: 85-113.

Augier H., Gilles G., Ramonda G., 1984a. L'herbier de *Posidonia oceanica* et la pollution par le mercure sur le littoral des Bouches du Rhône et du Var (France) – In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds, GIS Posidonie publ., Fr.*, 1: 399–406.

Augier H., Monnier-Besombes G., Sigoillot G., 1984b. Influence des détergents sur *Posidonia oceanica* (L.) Delile – In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds, GIS Posidonie publ., Fr.*, 1: 407-418.

Augier H., Robert P., Maffre R., 1980. Etude du régime thermique annuel des eaux au niveau des peuplements de Phanérogames marines de la baie de Port Cros (îles d'Hyères, Méditerranée, France) – *Trav. sci. Parc nation. Port Cros*, 6: 69-131.

Augier H., Maudinas B., 1979. Influence of the pollution on the photosynthetic pigments of the marine Phanerogam *Posidonia oceanica* collected from different polluted areas of

the Region of Marseille (Mediterranean sea, France). *Oecologia Plantarum*, 14 (2): 169-176.

Augier H., Boudouresque C.F., 1970. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc national). VI. Le récif-barrière de Posidonies. *Bulletin du Musée d'Histoire Naturelle Marseille*, 30: 221-228 + 1 pl. h.t.

Augier H., Boudouresque C.F., 1967. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc national). I. La baie de La Palud. *Bulletin du Musée d'Histoire Naturelle Marseille*, 27: 93-124.

Austin, A., and Adams, R., 1978. Aerial color and color infrared survey of marine plant resources. *Photogrammetric Engineering and Remote sensing*, 44 (4): 469–480.

Balestri E., Cinelli F., 1995. Coltivazione in laboratorio di *Posidonia oceanica* (L.) Delile. In “*La Posidonia oceanica*”, *Rivista Marittima*: 58-61.

Ballesteros E., Alcoverro T., Cebrian E., Font X., Garcia, Rubies A., Romero J., 2005. Pseudoviviparity, a new form of asexual reproduction in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Bot. Mar.*, 48: 175-177.

Bajjouk T., Guillaumont B., and Populus J., 1996. Application of airborne imaging spectrometry system data to intertidal seaweed classification and mapping. *Hydrobiologia*, 326/327: 463–471.

Barbini R., Colao F., Fantoni R., Micheli C., Palucci A., Ribezzo S., 1998. Design and application of a LiDAR fluorosensor system for remote monitoring of phytoplankton. *ICES Journal of Marine Science* 55: 793–802.

Basterretxea, G., Orfila, A., Jordi, A., Casas, B., Lynett, P., Liu, P. F., Duarte, C., Tintore, J., 2004. Seasonal dynamics of a microtidal pocket beach with *Posidonia oceanica* seabeds (Mallorca, Spain). *Journal of Coastal Research* 20: 1155–1164.

Benton A. R., and Newman R. M., 1976. Color aerial photography for aquatic plant monitoring. *Journal of Aquatic Plant Management*, 14: 14–16.

Bellan-Santini D., Picard J., 1984. Conséquences de la régression des herbiers de Posidonies pour le benthos animal des autres milieux méditerranéens. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 423-429.

Ben D. Van der, 1971. Les épiphytes des feuilles de *Posidonia oceanica* Delile sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Memories – Institut Royal des Sciences naturelles de Belgique (IRSNB)*, 168: 1-101 + 5 tabl. h.t

Ben Alaya H., 1972. Répartition et conditions d'installation de *Posidonia oceanica* Delile et *Cymodocea nodosa* Ascherson dans le golfe de Tunis. *Bulletin de l'Institut National Scientifique et Technique d'Océanographie et de Pêche de Salammbô*, 2 (3): 331-416.

Bianchi C. N. e Morri C., 2001. L'approccio bionomico per la caratterizzazione e la zonazione dell'ambiente marino costiero: una rassegna introduttiva. *Atti Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia (AIOL)*, 14: 401-434.

Bianchi C., Morri C., 2000. Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, Problems and Prospects for Future Research, *Marine Pollution Bulletin*, 40 (5):367-376.

Bierwirth, P.N., Lee, T.J., Burne, R.V., 1993. Shallow sea-floor reflectance and water depth derived by unmixing multispectral imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote sensing*, 59 (3): 331-338, March.

Blanc J.J., Jeudy De Grissac A., 1984. Erosions “sous-marines” des herbiers à *Posidonia oceanica* (Méditerranée). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 23-28.

Boardman J. W., 1993. Automating spectral unmixing of AVIRIS data convex geometry concepts, in *Fourth Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS)*. Airborne

Geoscience Workshop. Edited by R. O. Green: 11-14, Jet Propulsion Laboratory, Pasadena CA.

Borg J.A., Schembri P.J., 1995. Preliminary data on bathymetric and temporal changes in the morphology of a maltese *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadow. Rapp. P.V. Réunion of the International Commission for Scientific Exploration of the Méditerran Sea : 34: 20.

Borstad, G., Vosburg J., 1993. Combined active and passive optical bathymetric mapping: using the Larsen LIDAR and the CASI imaging spectrometer. Proceedings from the Canadian Symposium on Remote sensing, Sherbrooke, Quebec, June.

Bourcier M., 1989. Régression des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile, à l'Est de Marseille, sous l'action conjuguée des activités humaines et des modifications climatiques. In: Boudouresque, C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V.édits. International workshop on *Posidonia* beds. GIS Posidonie publ., Fr., 2: 287-293.

Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., 2006. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica* – RAMOGE pub.:1 202.

Boudouresque C.F., Cadiou G., Le Direach L., 2005. Marine protected areas: a tool for coastal areas management. In: Levner E., Linkov I., Proth J.M. edits. Strategic management of marine ecosystems. Springer publ., Dordrecht: 29-52.

Boudouresque C.F., 2003. The erosion of Mediterranean biodiversity. In: Rodríguez-Prieto C., Pardini G. edits. The Mediterranean Sea: an overview of its present state and plans for future protection. Servei de Publicacions de la Universitat de Girona: 53-112.

Boudouresque C.F., Van Klaveren M.C., Van Klaveren P., 1996. Proposal for a list of threatened or endangered marine and brackish species (plants, invertebrates, fish, turtles and mammals) for inclusion in appendices I, II and III of the Bern Convention. Council of Europe, Document S/TPVS96/TPVS48E, 96A: 1-138.



Boudouresque C.F., Arrighi F., Finelli F., Lefevre J.R., 1995a. Arrachage des faisceaux de *Posidonia oceanica* par les ancras : un protocole d'étude. Rapport de la Commission internationale pour l'exploration scientifique de la mer Méditerranéen, Monaco, 34 : 21.

Boudouresque C.F., Gravez V., Meinesz A., Molenaar H., Pergent G., Vitiello P., 1995b. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : Protection légale et gestion. In: Pour qui la méditerranée au 21ème Siècle - Villes des rivages et environnement littoral en Méditerranée. Actes du colloque scientifique Okeanos, Maison de l'Environnement de Montpellier publ., Fr.: 209-220

Boudouresque C.F., Meinesz a., Ledoyer M., Vitiello P., 1994. Les herbiers à Phanérogames marines. In: Bellan-Santini D., Lacaze J.C., Poizat C. eds. Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives. Muséum National d'Histoire naturelle publ., Paris, Fr.: 98-118.

Boudouresque C.F., Ballesteros E., Ben Maiz N., Boisset F., Bouladier E., Cinelli F., Cirik S., Cormaci M., Jeudy De Grissac A., Laborel J., Lanfranco E., Lundberg B., Mayhoub H., Meinesz A., Panayotidis P., Semroud R., Sinnassamy J.M., Span A., Vuignier G., 1990. Livre rouge "Gérard Vuignier" des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée. Programme des Nations Unies pour l'Environnement publ.: 1-250.

Boudouresque C.F., Jeudy De Grissac A., Meinesz A., 1985a. Un nouveau type d'herbier à *Posidonia oceanica* : l'herbier de colline. Rapp. P.V. Rapport de la Commission internationale pour l'exploration scientifique de la mer Méditerranéen., 29(5): 173-175.

Boudouresque C.F., Meinesz A., Lefèvre J.R., 1985b. Cartographie des peuplements benthiques marins de Corse. I. La formation récifale à *Posidonia oceanica* de Saint-Florent. Annales de l'institut océanographique 61(1): 27-38.

Boudouresque C.F., Jeudy De Grissac A., 1983. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : les interactions entre la plante et le sédiment. Journal del Recherche Oceanographique, 8(2 3): 99 122.

Boudouresque C.F., Meinesz a., 1982. Découverte de l'herbier de Posidonie. Cah. Parc nation. Port-Cros, Fr., 4: 1-79.

Boudouresque C.F., Giraud G., Panayotidis P., 1980. Végétation marine de l'île de Port-Cros. XIX. Mise en place d'un transect permanent. Travaux scientifiques du Parc national de Port-Cros, Fr., 6: 207-221

Boudouresque C.F., Thommeret J., Thommeret Y., 1980. Sur la découverte d'un bioconcrétionnement fossile intercallé dans l'herbier à *Posidonia oceanica* de la baie de Calvi (Corse). Journées d'études sur la Systématique Évolutive et la Biogéographie en Méditerranée, CIESM publ.: 139-142.

Bresciani M., Giardino C., Musanti M., Martinelli A., Taramelli A., Valentini E., 2010. Mapping of macrophytes of Lake Trasimeno by remote sensing, Special Issue "Macrophyte e Ambiente", EURAC book n. 58: 241-251.

Brix H., Lyngby J.E., Schierup H.H., 1983. Eelgrass (*Zostera marina* L.) as an indicator organism of trace metals in the Limfjord, Denmark. Marine Environmental Research, 8 (3): 165-181.

Brown M., Gunn S.R. and Lewis H.G., 1999, Support vector machines for optimal classification and spectral unmixing. Ecological Modelling, 120: 167–179.

Brown W.L., Polcyn F.C., Stewart S.R., 1971. A method for calculating water depth, attenuation coefficients, and bottom reflectance characteristics, Proceedings of Seventh International Symposium on Remote sensing of the Environment, ERIM, Ann Arbor, Michigan: 663-680.

Buia M.C., Gambi M.C., Dappiano M., 2004. Seagrass systems. In: Gambi M.C., Dappiano M. edits. Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study. Biologia Marina Mediterranea. 11(suppl. 1): 133-183.

Bukata R.P., Jerome J.H., Kondratyev K.Y., Posdnyakov D.V., 1995. Optical Properties and Remote sensing of Inland and Coastal Waters, CRC Press, Boca Raton, Florida.

Call K. A., Hardy J. T., and Wallin D. O., 2003. Coral reef habitat discrimination using multivariate spectral analysis and satellite remote sensing. *International Journal of Remote sensing*, 24: 2627–2639.

Calvo S., Ciraolo G., and La Loggia G., 2003. Monitoring *Posidonia oceanica* meadows in a Mediterranean coastal lagoon (Stagnone, Italy) by means of neural network and ISODATA classification methods. *International Journal of Remote sensing*, 24: 2703–2716.

Calvo S., Fradà-Orestano C., 1984. L'herbier à *Posidonia oceanica* des côtes siciliennes : les formations récifales du Stagnone. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 29-37.

Carrillo J.A., Gil Rodríguez M.C., 1980. *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson (Zannicheliaceae) y las praderas submarinas o “sebadales” en el archipiélago canario. *Vieaea* 8(2): 365-376.

Casola E., Scardi M., Mazzella L. and Fresi E., 1987. Structure of the epiphytic community of *Posidonia oceanica* leaves in a shallow meadow – P.S.Z.N. I, *Marine ecology*, 8(4): 285–296.

Caye G., Meinesz A., 1984. Observations sur la floraison et la fructification de *Posidonia oceanica* dans la baie de Villefranche et en Corse du Sud – In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 193–201.

Cebrian J., Duarte C.M., 2001. Detrital stocks and dynamics of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Spanish Mediterranean. *Aquatic Botany* 70: 295-309.

Chessa L.A., Fustier V., Fernandez C., Mura F., Pais A., Pergent G., Serra S., Vitale L., 2000. Contribution to the knowledge of “banquettes” of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Sardinia island. *Biol. Mar. Médit.* 7(2): 35-38.

Ciraolo G., Cox, E., La Loggia G., Maltese A. 2006. The classification of submerged vegetation using hyperspectral MIVIS data. *Annals geophysics*, 49 (1): 287-294.

Charbonnel E., Boudouresque C.F., Meinesz A., Cadiou G., Bonhomme P., Cottalorda J.M., Patrone J., Kruczek R., Bertrand M.C., Foret P., Bricout P., Marro C., Le Direach L., 2003. Le Réseau de Surveillance Posidonies de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur: Résultats du suivi 2002. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-176.

Chiocci F.L., La Monica G.B., 1999. Individuazione e caratterizzazione dei depositi sabbiosi presenti sulla piattaforma continentale della Regione Lazio e valutazione di un loro utilizzo ai fini del ripascimento dei litorali in erosione. Rapporto Finale della I Fase. Università degli Studi di Roma "La Sapienza", Dip.to Sc. Della Terra – Assessorato Opere e Reti di Servizio e Mobilità.

Chopra R., Verma V. K., and Sharma P. K., 2001. Mapping, monitoring and conservation of Haruke wetland ecosystem, Punjab, India, through remote sensing. *International Journal of Remote sensing*, 22 (1), 89–98.

CNR ISMAR, 2009. Climatologia delle coste del Lazio per la determinazione delle correlazioni tra clima marino e presenza di Posidonia oceanica mediante simulazioni da modello, ricerca 117 dei budget sedimentari e stime a grande scala delle dinamiche del trasporto solido litoraneo. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto di Scienze Marine. Giugno 2009, 102 pp.

Colantoni P., 1985. I sedimenti delle praterie a Posidonia oceanica – La Posidonia oceanica, supplemento alla Rivista Marittima, dicembre 1985: 48–51.

COM, 2000. Comunicazione della Commissione europea al Consiglio e al Parlamento europeo sulla gestione integrata delle zone costiere: una strategia per l'Europa, 547.

Conde Poyales F., 1989. Ficogeografía del mar de Alborán en el contexto del Mediterráneo occidental. *An. Jard. bot. Madrid* 46 (1): 21-26.

Conisma e Ministero dell'Ambiente e del Territorio, 1991. Rivisitazione di alcune praterie di *Posidonia oceanica* (l.) Délile lungo le coste delle regioni: Liguria, Toscana, Lazio, Basilicata e Puglia e progetto pilota per l'armonizzazione dei relativi dati cartografici esistenti.

Connolly R.M., Hindell J.S., Gorman D., 2005. Seagrass and epiphytic algae support nutrition of a fisheries species, *Sillago schomburgkii*, in adjacent intertidal habitats. *Marine Ecology Progress Series*. 286: 69-79.

Correl D.S., Correl H.B., 1975. Aquatic and wetland plants of southwestern United States. Stanford Univ. Press, California: xv + 1-1777.

Costanza R., Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin, R.G., Sutton P., Van Den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Cristiani G., 1980. Biomasse et répartition de l'herbier de *Posidonia oceanica* de la Côte Bleue (B. d. Rh. France) et pollution marine par les métaux lourds. Thèse Doct., Univ. Aix Marseille 3, Fr.: 1 150 + ix pp + 1 carte h.t.

Cunningham, A.G., W.J. Lillycrop, G.C. Guenther, and M.W. Brooks, 1998. Shallow water laser bathymetry: accomplishments and applications, *Proc. Oceanology International: The Global Ocean*, March 10-13, Brighton, England, 3: 277-288.

Della Croce N., Cattaneo Vietti R., Danovaro R., 1997. Ecologia e protezione dell'ambiente marino, UTET: 440.

Den Hartog, 1970. The sea grasses of the World – Koninklijke Nederl. Akad. Wetenschap., Nat. Tweede Reeks., Noth Holland publ., Netherl., 59 (1): 1 275.

Dierssen H. M., and Zimmerman, R., 2003. Ocean color remote sensing of seagrass and bathymetry in the Bahamas Banks by high-resolution airborne imagery. *Limnology and Oceanography*, 48(1): 444-455.

Dipartimento di Biologia Animale e dell’Uomo, Università di Roma “Sapienza”, 2004. Cartografia e monitoraggio delle praterie di *Posidonia oceanica* tra Montalto di Castro e Tarquinia. Dicembre 2004. Fase A e B. Per conto della Regione Lazio.

Diviacco G., Spada E., Virno-Lamberti C., 2001. Le Fanerogame marine del Lazio. Descrizione e cartografia delle praterie di *Posidonia oceanica* e dei prati di *Cymodocea nodosa*. ICRAM publ., Ital.: 1-113 + 14 cartes h.t.

Diviacco G., Spada E., Virno-Lamberti C., 1999. Descrizione e cartografia delle praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile di Terracina (Lazio Meridionale). Atti Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia 13(1): 241-249.

Duarte C.M., 1991. Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology Progress Series* 77: 289-300.

Duggin M. J. Robinove C. J., 1990. Assumptions implicit in remote sensing data acquisition and analysis. *International Journal of Remote sensing*, 11 (10): 1669 – 1694.

Edwards R. W., and Brown M. W., 1960. An aerial photographic method for studying the distribution of aquatic macrophytes in shallow waters. *Journal of Ecology*, 48, 161–163.

Elkalay K., Frangoulis C., Skliris N., Goffart A., Gobert S., Lepoint G., Hecq J.H., 2003. A model of seasonal dynamics of biomass and production of the seagrass *Posidonia oceanica* in the Bay of Calvi (Northwestern Mediterranean). *Ecology Modelling*. 167: 1 – 18.

Elmore A. J., Mustard J. F., Manning S. J., Lobell D. B., 2000. Quantifying vegetation change in semiarid environments: Precision and accuracy of spectral mixture analysis and the normalized difference vegetation index. *Remote sensing of Environment*, 73: 87–102.

Estep L., 1993. A review of airborne lidar hydrographic (ALH) systems, *The Hydrographic Journal*, 67 (1): 25-42.

Everitt J. H., Yang C., Escobar D. E., Webster C. F., Lonard R. I., and Davis M. R., 1999. Using remote sensing and spatial information technologies to detect and map two aquatic macrophytes. *Journal of Aquatic Plant Management*, 37: 71–80.

Ferguson R.L., Korfmacher K. 1997. Remote sensing and GIS analysis of seagrass meadows in North Carolina, USA, *Aquatic Botany*, Volume 58, Issues 3-4, Geographic information systems and remote sensing in *Aquatic Botany*, October 1997: 241-258.

Fornes A., Basterretxea G., Orfila A., Jordi, A. Alvarez A., Tintore J., 2006. Mapping *Posidonia oceanica* from IKONOS, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote sensing*, 60 (5):315-322.

Fourqurean J.W., Moore T.O., Fry B., Hollibaugh J.T., 1997. Spatial and temporal variation in C:N:P ratios, delta N-15 and delta C- 13 of eelgrass *Zostera marina* as indicators of ecosystem processes, Tomales Bay, California, USA. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 157: 147-157.

Francour P., Ganteaume A., Poulain M., 1999. Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (Northwestern Mediterranean Sea). *Aquatic Conserv.: mar freshw. Ecosyst.* 9: 391-400.

Francour P., Poulain M., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., 1997. Impact des mouillages forains sur l’herbier à *Posidonia oceanica* dans le Parc national de Port-Cros (Méditerranée Nord-occidentale). *Contrat Parc national de Port-Cros and GIS Posidonie*, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-51.

Fredj G., Bellan-Santini D., Meinardi M., 1992. Etat des connaissances sur la faune marine méditerranéenne. *Bulletin Institut Océanographique*, Monaco, num. spécial 9: 133-145.

Fyfe S. K., 2003. Spatial and temporal variation in spectral reflectance: Are seagrasses spectrally distinct?. *Limnology and Oceanography*, 48(1): 464–479.



Gacia E., Duarte C.M., 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 52: 505-514.

Gambi M.C., Lorenti M., Russo G. F., Scipione M. B. and Zupo V., 1992. Depth and seasonal distribution of some groups of vigile fauna of *Posidonia oceanica* leaf stratum: structural and trofic analyses - P. S. Z. N. I. *Marine Ecology*, 13: 17 40

Gamulin-Brida H., 1974. Biocénoses benthiques de la mer Adriatique. *Acta Adriatica* 15(9): 1-102 + 1 carte.

Gamulin-Brida H., PozaR A., Simunovic A., Span a., 1973. Les consequences biologiques de la pollution des eaux marines sur les biocénoses benthiques. Groupement des biocénoses benthiques de la mer Adriatique du point de vue de pureté des eaux. *Atti Coll. internazion. Oceanogr. medit.* 5: 137-159.

Ganteaume A., Bonhomme P., Bernard G., Poulain M., Boudouresque C.F., 2005. Impact de l'ancrage des bateaux de plaisance sur la prairie à *Posidonia oceanica* dans le Parc national de Port-Cros (Méditerranée Nord-occidentale). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 21: 147-162.

Ghirardelli, E. 1981. *La vita nelle acque*. UTET: 432.

Giaccone G., Cossu A., De Lorenzo R., Drago D., Muscetta P.N., 1988. Studio dell'impatto ambientale nell'area portuale antistante lo stabilimento industriale EniChem di Porto Torres – *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.* 26: 43 67.

Giardino C., Bartoli M., Candiani G., Bresciani M., and Pellegrini L., 2007. Recent changes in macrophyte colonisation patterns: an imaging spectrometry-based evaluation of southern Lake Garda (northern Italy). *J. of App. Rem. Sens., (SPIE)*, 1, 011509.

Gillespie A. R., Smith M. O., Adams J. B., Willis S. C. , Fischer A. F. III, Sabol D. E., 1990. Interpretation of residual images: Spectral mixture analysis of AVIRIS images,

Owens Valley, California. Proceedings of the 2nd Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS) Workshop, Pasadena, CA, NASA Jet Propulsion Laboratory.

Giorgi J., Thelin I., 1983. Phénologie, biomasse et production primaire de *Posidonia oceanica* (feuilles et épiphytes) dans la baie de Port-Cros. Mémoire Diplôme d'Etudes Approfondies en Ecologie méditerranéenne, Univ. Aix-Marseille III, Fr.: 1-126.

Giraud G., Boudouresque C.F., Cinelli F., Fresi E., Mazzella L., 1979. Observations sur l'herbier de *Posidonia oceanica* (L.) Delile autour de l'île d'Ischia (Italie). G. bot. ital. 113 (4): 261 274.

Giraud G. 1977. Contribution à la description et à la pénologie quantitative des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse doctorat 3ème cycle, univ. Aix Marseille II, France:150.

Gordon H., Morel A., 1983. Remote Assessment of Ocean Color for Interpretation of Satellite Visible Imagery: A Review. Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies, Vol. 4, Springer Verlag, New York: 114.

Guenther G.C., A.G. Cunningham, P.E. LaRocque, and D.J. Reid, 2000. Meeting the accuracy challenge in airborne lidar bathymetry, Proc. 20th EARSeL Symposium: Workshop on Lidar Remote sensing of Land and Sea, European Association of Remote sensing Laboratories, June 16-17, Dresden, Germany, (paper #1 on CD): 28.

Guenther G.C., Brooks M.W., LaRocque P.E., 1998. New capabilities of the SHOALS airborne lidar bathymeter, Proc. 5th Int'l. Conf. on Remote sensing for Marine and Coastal Environments, ERIM International, October 5-7, San Diego, CA, 1: 47-55. [reprinted in 2000, Remote Sens. Environ., 73: 247-255].

Guenther G.C., 1989. Airborne laser hydrography to chart shallow coastal waters, Sea Technology, 30 (3): 55-59.

Guenther G.C., 1985. Airborne laser hydrography: System design and performance factors, NOAA Professional Paper Series, National Ocean Service 1, National Oceanic and Atmospheric Administration, Rockville, MD: 385.

Guenther G.C., Goodman L.R. (editors), 1979. Proc. Airborne Laser Hydrography Symp. III, National Oceanic and Atmospheric Administration, Rockville, MD, October 5-6, 1977, Rockville, MD: 103.

Guidetti P., 2001. Detecting environmental impacts on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: the use of reconstructive methods in combination with “beyond BACI” designs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 260: 27-39.

Han L., and Rundquist D., 2003. The spectral responses of *Ceratophyllum demersum* at varying depths in an experimental tank. *International Journal of Remote sensing*, 24(4): 859–864.

Hartog C. den, 1970. The sea-grasses of the world. North Holland publ. Co, Amsterdam, Pays-Bas: 1-275 + 63 pl. h.t.

Heege T., Bogner A., and Pinnel N., 2003. Mapping of submerged aquatic vegetation with a physically based process chain. In *SPIE Proceedings on Remote sensing* (Vol. 5233). CD-ROM.

Heip C., 1998. Un océan de diversité. *Biofutur* 179: 12-17.

Held, A., Ticehurst, C., Lymburner, L., Williams, N., 2003. High resolution mapping of tropical mangrove ecosystems using hyperspectral and radar remote sensing. *International Journal of Remote sensing*, 24: 2739–2759.

Hess, L. L., Novo, E. M. L. M., Slaymaker, D. M., Holt, J., Steffen, C., Valeriano, D. M., et al., 2002. Geocoded digital videography for validation of land cover mapping in the Amazon basin. *International Journal of Remote sensing*, 23(7): 1527–1555.

Hickman G.D., J.E. Hogg, 1969. Application of an airborne pulsed laser for near-shore bathymetric measurements, *Remote Sensing of Environment*, 1: 47-58.

Hofrichter R., 2001. Das Mittelmeer Band II/1; Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg – FRG.

Hopkinson C., Chasmer L. E., Sass G., Creed I., Sitar M., Kalbfleisch W., and Treitz P., 2005. Vegetation class dependent errors in lidar ground elevation and canopy height estimates in a boreal wetland environment. *Canadian Journal of Remote sensing*, 31(2): 191–206.

ICRAM, 2002. Studio per l'impatto ambientale connesso allo sfruttamento di depositi sabbiosi sommersi ai fini di ripascimento lungo la piattaforma continentale laziale Fase A - Caratterizzazione della piattaforma continentale laziale (Sintesi dei dati di letteratura scientifica e tecnica). ICRAM (Settembre 2002) per conto della Regione Lazio: 140.

ICRAM, 2003. Studio per l'impatto ambientale connesso allo sfruttamento di depositi sabbiosi sommersi ai fini di ripascimento lungo la piattaforma continentale laziale: Area Montalto di Castro (MT). Fase B - Caratterizzazione area vasta. ICRAM (Luglio 2003) per conto della Regione Lazio, 285 pp.

Irish J.L., McClung J.K., Lillycrop W.J., 2000. Airborne lidar bathymetry: the SHOALS system, *The International Navigation Association, PIANC Bulletin*, No. 103: 43-53.

ISPRA, 2009a. Rilievo di dettaglio della batimetria costiera laziale con tecnologie LiDAR e valutazione delle caratteristiche fisiche e biologiche in aree marine della costa laziale di specifico interesse ambientale. Fase 1A – Ricerca bibliografica di settore ed implementazione della tecnologia: 38.

ISPRA, 2009b. Rilievo di dettaglio della batimetria costiera laziale con tecnologie LiDAR e valutazione delle caratteristiche fisiche e biologiche in aree marine della costa laziale di specifico interesse ambientale. Fase 1B – Acquisizione e Groundtruthing: 35.

ISPRA, 2009c. Rilievo di dettaglio della batimetria costiera laziale con tecnologie LiDAR e valutazione delle caratteristiche fisiche e biologiche in aree marine della costa laziale di specifico interesse ambientale. Fase 2 – Caratterizzazione morfologica: 119.

ISPRA, 2009d. Rilievo di dettaglio della batimetria costiera laziale con tecnologie LiDAR e valutazione delle caratteristiche fisiche e biologiche in aree marine della costa laziale di specifico interesse ambientale. Fase 3 – Caratterizzazione ambientale: 152.

Jensen J. R., H. M. E., and Christensen E., 1986. Remote sensing inland wetlands: A multispectral approach. *Photogrammetric Engineering and Remote sensing*, 52(1): 87–100.

Jensen J. R., Rutchey K., Koch M., and Narumalani S., 1995. Inland wetland change detection in the Everglades water conservation area 2A using a time series of normalized remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote sensing*, 61(2): 199–209.

Jensen J. R., Narumalani S., Weatherbee O., and Mackey J. H. E., 1993. Measurement of seasonal and yearly cattail and waterlily changes using multirate SPOT panchromatic data. *Photogrammetric Engineering and Remote sensing*, 59(4): 519–525.

Jerlov N.G., 1976. *Marine Optics*, Second Edition of *Optical Oceanography*, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, The Netherlands.

Jeudy De Grissac A., 1984. Effets des herbiers à *Posidonia oceanica* sur la dynamique marine et la sédimentologie littorale. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 437-443.

Jeudy De Grissac A., Audoly G., 1985. Etude préliminaire des banquettes de feuilles mortes de *Posidonia oceanica* de la Région de Marseille, France. *Rapp. P.V. Rèunions de la Commission internationale pour l'Exploration scientifique de la Méditerranée*. 29(5): 181-182.

Jeudy De Grissac A., Boudouresque C.F., 1985. Rôle des herbiers de Phanérogames marines dans les mouvements de sédiments côtiers : les herbiers à *Posidonia oceanica*. Colloque franco-japonais d'Océanographie, Marseille, Fr., 1: 143-151.

Jimenez S., Cano R., Bayle J., Ramos A., Sanchez Lizaso J.L., 1996. Las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile como zona de protección de juveniles de especies de interés comercial. Real Sociedad Espanola de Historia Natural., tomo extraordinario: 375-378.

Johnson P., Smith M. O., Taylor-George S., Adams J., 1983. A semiempirical method for analysis of the reflectance spectra of binary mineral mixture. *Journal of Geophysical Research*, 88 (B4): 3557-3561.

Junk, W. (Ed.), 1997. *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*, Vol. 126 of *Ecological Studies*. Springer.

Karlsson H. MSc. Hawk Eye II – a repeatability study of an airborne bathymetry LIDAR system. Airborne Hydrography AB.

Kirk J. T. O., 1994. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*, 2nd edn. Cambridge University Press.

Kirk L., 1983. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Great Britain: Cambridge University Press.

Kotchenova S. Y., Song X., Shabanov N. V., Potter C. S., Knyazikhin Y., and Myeni R. B., 2004. Lidar remote sensing for modeling gross primary production of deciduous forests. *Remote sensing of Environment*, 92: 158–172.

Kuo J., Hartog C. den, 2001. Seagrass taxonomy and identification key. In: Short, Coles, Short edits. *Global seagrass research methods*. Elsevier publ., Amsterdam: 31-58.

La Monica G.B., Raffi R., 1996. Morfologia e sedimentologia della spiaggia e della piattaforma continentale interna. In: Tip. Borgia (Ed.) “Il Mare del Lazio - Elementi di

oceanografia fisica e chimica, biologia e geologia marina, clima meteomarin, dinamica dei sedimenti e apporti continentali”, Roma: 62-86.

LaCapra, V. C., Melack, J. M., Gastil, M., and Valeriano, D., 1996. Remote sensing of foliar chemistry of inundated rice with imaging spectrometry. *Remote sensing of Environment*, 55 (1), 50–58.

Larkum A.W.D., West R.J., 1990. Long-term changes of seagrass meadows in Botany Bay, Australia. *Aquatic Botany* 37: 55-70.

Lecointre G., Le Guyader H., 2001. Classification phylogénétique du vivant. Bélin publ., Paris: 1-543 + 15 pl. h.t.

Lee M., 2003. Benthic mapping of coastal waters using data fusion of hyperspectral imagery and airborne laser bathymetry. University of Florida.

Lee M., Tuell G., 2003, “A technique for generating bottom reflectance images from SHOALS data” presented at U.S. Hydro 2003 hydrographic conference, Biloxi, Mississippi, March: 24-27.

Lee Z., Kendhall L., Carder K.L., Mobley C.D., Steward R.G., Patch J.S., 1998. Hyperspectral remote sensing for shallow waters: 2. Deriving bottom depths and water properties by optimization. *Applied Optics*, 38 (18): 3831-3843,

Lee Z., Kendhall L., Carder K.L., Mobley C.D., Steward R.G., Patch J.S., 1998. Hyperspectral remote sensing for shallow waters: 1. A semianalytical model. *Applied Optics*, 37 (27): 6329-6338.

Le Direach L., Francour P., 2001. Recrutement des poissons dans les herbiers de Posidonie de Port-Cros. GIS Posidonie and Parc national, publ., Fr.: 1-40.

Leriche A., 2004. La structure à méga-, méso- et micro-échelles des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile fournit-elle des outils pour leur gestion? Thèse Doctorat, Univ. Aix-Marseille II, Fr.: 1-232.

Li L., Ustin, S.L., Lay, M., 2005. Application of multiple endmember spectral mixture analysis (MESMA) to AVIRIS imagery for coastal salt marsh mapping: a case study in China Camp, CA, USA. *International Journal of Remote sensing*, 26 (23): 5193–5207.

Lippman, R.P., 1987. An introduction to computing with neural nets. *IEEE Acoustics, Speech and Signal Processing*, 4: 4-22.

Lopez y Royo C., Pergent G., Pergent-Martini C., Casazza G., 2009. Seagrass (*Posidonia oceanica*) monitoring in western Mediterranean: implications for management and conservation. *Environmental Monitoring Assessment. Environmental Monitoring and Assessment*, 171: 1-4.

Louchard E. M., Reid R. P. Stephens F., C., Davis C. O., Leathers R. A., Downes T. V., 2003. *Limnology and Oceanography*, 48 (1, parte 2): 511-521.

Lyzenga D.R., 1985. Shallow-water bathymetry using combined lidar and passive multispectral scanner data. *International Journal of Remote sensing*, 6 (1): 115-125.

Lyzenga D.R., 1978, Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features, *Applied Optics*, 17 (3): 379-383.

Maheu-Giroux M., and de Blois S., 2005. Mapping the invasive species *Phragmites australis* in linear wetland corridors. *Aquatic Botany*, 83: 310–320.

Lubin D., Li W., Dustan P., Mazel C. H., and Stamnes K., 2001. Spectral signatures of coral reefs: features from space. *Remote sensing of Environment*, 75: 127–137.

Maltamo M., Eerikainen K., Pitkainen J., Hyppa J., and Vemas M., 2004. Estimation of timber volume and stem density based on scanner laser altimetry and expected size distribution functions. *Remote sensing of Environment*, 90: 319–330.

Malthus Tim J. and Mumby, Peter J., 2003. Remote sensing of the coastal zone: an overview and priorities for future research. *International Journal of Remote sensing*, 24 (13): 2805-2815.



Malthus T. J., and George D. G., 1997. Airborne remote sensing of macrophytes in Cefni reservoir, Anglesey, UK. *Aquatic Botany*, 58: 317–332.

Maserti B.E., Ferrara R., Paterno P., 1988. *Posidonia* as an indicator of mercury contamination – *Mar. Poll. Bull.* 19 (8): 381–382.

Marion, L., and Paillison, J. M., 2003. A mass balance assessment of the contribution of floating-leaved macrophytes in nutrient stocks in an eutrophic macrophyte-dominated lake. *Aquatic Botany*, 75: 249–260.

Maritorena, S., 1996. Remote sensing of the water attenuation in coral reefs: a case study in French Polynesia. *International Journal of Remote sensing*, 17: 155–166.

Maritorena S., D. A. Siegel and A. R. Peterson, 2002: Optimization of a semianalytical ocean color model for global-scale applications. *Applied Optics*, 41 (15): 2705-2714.

Marshall T. R., Lee P. F., 1994. Mapping aquatic macrophytes through digital image analysis of aerial photographs: an assessment. *Journal of Aquatic Plant Management*, 32: 61–66.

Maserti B.E., Ferrara R., Paterno P., 1988. *Posidonia* as an indicator of mercury contamination. *Marine Pollution Bulletin* 19 (8): 381-382.

Mateo-Minguez M.A., 1995. El compartimento detrítico en ecosistemas de Fanerógamas marinas mediterráneas. Tesis Doctoral, Univ.Barcelona, Esp.: 1-190.

Mazzella L., Buia M.C., Gambi M.C., Lorenti M., Russo G., Scipione M.B., Zupo V., 1995. A review of the trophic organization in the *Posidonia oceanica* ecosystem. In: Cinelli F., Fresi E., Lorenzi C., Mucedola A. eds. *La Posidonia oceanica*, *Revista marittima publ.*, Ital., 12(suppl.): 31-47.

Mazzella L., Buia M.C., Gambi M.C., Lorenti M., Russo G., Scipione M.B., Zupo V., 1992. Plant-animal trophic relationships in the *Posidonia oceanica* ecosystem of the Mediterranean Sea: a review. In: Jangoux M., Mazzella L. et al. eds. *Plant-animal*

interactions in marine benthos. Systematic Association special volume 46, Clarendon Press publ.: 165-187.

Mazzella L., Buia M.C., 1991. Reproductive phenology of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers., and *Zoostera noltii* Hornemen. *Aquatic Botany*, 40 (4): 343 – 362.

Mazzella L., Scipione M. C., Fresi E., Buia M. C., Russo G. F., De Mario R., Lorenti M. and Rando A., 1986. Le praterie sommerse del Mediterraneo. La Buona Stampa S.p.a, Ercolano, It: 59.

Mazzella L., Ott J.A., 1984. Seasonal changes in some features of *Posidonia oceanica* (L.) Delile leaves and epiphytes at different depths. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. International Workshop on *Posidonia oceanica* beds, GIS Posidonie publ.,Fr., 1: 119-127.

Mazzella L., Gambi M.C., Russo G.F., Buia M.C., 1984. Deep flowering and fruiting of *Posidonia oceanica* beds around the Island of Ischia (Gulf of Naples) – In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. International Workshop on *Posidonia oceanica* beds, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 203 – 209.

Mayot N., Boudouresque C.F., Leriche, 2005. Unexpected response of the seagrass *Posidonia oceanica* to a warm Water episode in the Northwestern Mediterranean Sea – *C.R. Biologies* 328: 291 – 296.

McCarthy, E.M.; Sabol, B., 2000. Acoustic characterization of submerged aquatic vegetation: military and environmental monitoring applications. *Oceans 2000, MTS/IEEE Conference and exhibition*, 3: 1957-1961.

McMillan C., Lipkin Y., Bragg L.H., 1975. The possible origin of peculiar *Thalassia testudinum* from Texas as *Posidonia oceanica*. *Contribution in marine science*, 19: 101-106.

Meinesz A., Belsher T., Thibaut T., Antolic B., Ben Mustapha K., Boudouresque C.-F., Chiaverini D., Cinelli F., Cottalorda J.M., El Abed A., Orestano C., Grau A.M., Ivesa L.,

Jaklin A., Langar R.H., Massuti-Pascual E., Peiraino A., Tunesi L., De Vaugelas J., Zavodnik N., Zuljevic A., 2001. The introduced green alga *Caulerpa taxifolia* continues to spread in the Mediterranean. *Biological Invasion*, 3, 201–210.

Meinesz A., Caye G., Loques F., Molenaar H., 1993 Polymorphism and development of *Posidonia oceanica* transplanted from different parts of the Mediterranean into the national Park of Port Cros. *Botanica marina* 36: 209–216.

Meinesz A. and Laurent R., 1978. Cartographie et état de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans le Alpes Maritimes (France). Campagne Poseidon 1976. *Annales de l'Institut Oceanographique*, Paris, 56 (1): 45–54.

Metternicht G.I. e Fermont A., 1998, Estimating erosion surface features by linear mixture modeling. *Remote sensing of Environment*, 64: 254–265.

Milazzo M., Badalamenti F., Ceccherelli G., Chemello R., 2004. Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, Western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 299: 51-62.

Milazzo M., Badalamenti F., Raggio S., Chemello R., 2002. Effetti degli ancoraggi sulla prateria a *Posidonia oceanica* della riserva marina Isola di Ustica: dati preliminari. *Biologia Marina Mediterranea* 9(1): 686-689.

Milli S., 1993. I limiti di influenza dei corsi d'acqua che sfociano lungo il litorale tirrenico compreso tra Ansedonia (Toscana meridionale) e Monte Procida (Campania settentrionale) e tra Salerno e Agropoli (Golfo di Salerno). Dipartimento di scienze della Terra, Università degli Studi di Roma "La Sapienza". Rapporto Tecnico Inedito.

Mobley C.D., Dariuszstramski, Paulbissett W., Emmanue L Boss. Optical Modeling of Ocean Water, Is the Case 1 - Case 2 Classification Still Useful? *Oceanography*, June 2004, 17 (2). The Oceanography Society.

Moliner R. and Picard J., 1952. Recherches sur les herbiers de Phanérogams marines du littoral méditerranéen français. Annales de l'Institut Oceanographique, Fr., 27(3): 157-234.

Molinier R., Picard J., 1954. Eléments de bionomie marine sur les côtes de Tunisie. Bulletin Statistique Océanographique Salammô 48: 3-47.

Moore K., Wilcox D., Anderson B., and Orth, R., 2003. Analysis of historical distribution of SAV in the Eastern Shore coastal basins and Mid-Bay island complexes as evidence of historical water quality conditions and a restored bay ecosystem. Special Report in Applied Marine Science and Ocean Engineering 383, Virginia Institute of Marine Science, Annapolis, Maryland.

Morel A., 1988. Optical modeling of the upper ocean in relation to its biogeochemical matter content (Case 1 waters). Journal of Geophysical Research, 93 (C9): 10749-10768.

Morel A., Maritorena S., 2001. Bio-optical properties of oceanic waters: A reappraisal. Journal of Geophysical Research, 106(C4): 7163-7180.

Moreno D., Aguilera P.A., Castro H., 2001. Assessment of the conservation status of seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows: implications for monitoring strategy and the decision making process. Biological Conservation 102: 325-332.

Mueller J. L., Austin R. W., 1995. Ocean Optics Protocol for SeaWiFS Validation, Revision 1. NASA Tech. Memo. Vol. 25, S. B. Hooker, E. R. Firestone, J. G. Acker, Eds., NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland: 67.

Muirhead K. and Cracknell A.P., 1986. Airborne lidar bathymetry, International Journal of Remote sensing, 7(5): 597-614.

Mumby P. J., Edwards A. J., 2002. Mapping marine environments with IKONOS imagery: enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy, Remote sensing of Environment, 82 (2-3): 248-257.

Mumby P. J., Green E. P., Edwards A. J., Clark C. D., 1999. The cost-effectiveness of remote sensing for tropical coastal resources assessment and management, *Journal of Environmental Management*, 55 (3): 157-166.

Mumby P. J., Green E. P., Edwards A. J., Clark C. D. 1997. Coral reef habitat mapping: how much detail can remote sensing provide? *Marine Biology. Biomedical and Life Sciences*, 130: 193-202.

Nash E Conel, 1974. Spectral Reflectance Systematics for Mixture of Powdered Hypersthene, Labradorite, and Ilmenite. *Journal of Geophysical research*, 79 (11): 1615-1621.

Nicoletti L., Faraglia E., Chimenz C., 1995. Campagna “Akdeniz 92; th”: studio della fauna briozoológica epifita su *Posidonia oceanica*. *Biologia Marina Mediterranea*, 2: 397-399. CSA.

Nieke B., Vincent W.F., Therriault J.C., Legendre L., Berthon J.F., Condal A., 1997. Use of a ship-borne laser fluorosensor for remote sensing of chlorophyll a in a coastal environment. *Remote sensing of environment*, 60: 140-152.

Nielsen, A.A., 2001, Spectral mixture analysis: linear and semi-parametric full and iterated partial unmixing in multi- and hyperspectral image data. *Journal of Mathematical Imaging and Vision*, 15: 17–37.

O'Reilly, J.E., S. Maritorena, B.G. Mitchell, D.A. Siegel, K.L. Carder, S.A. Garver, M. Kahru, and C. McClain, 1998: Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS. *J.Geophys. Res.*, 103(C11), 24937-24953.

Orth R.J., 2000. Protection and restoration of seagrasses: addressing global concerns from a local perspective in Chesapeake Bay, USA. *Biol. mar. Medit.* 7(2): 401-404.

Ott J. and Maurer L., 1977. Strategies of energy transfer from marine macrophytes to consumer levels: the *Posidonia oceanica* example – In: B.F.Keegan, P.O.Ceidingh and P.J.S.Boaden (eds), *Biology of benthic organism*. Pergamon Press, Oxford: 493 502.

Pal S. R., and Mohanty P. K., 2002. Use of IRS-1b data for change detection in water quality and vegetation of Chilka lagoon, east coast of India. *International Journal of Remote sensing*, 23: 1027–1042.

Pal M. e Mather P., 2001. Decision tree based classification of remotely sensed data. Paper, 22th Asian Conference on Remote sensing, 5-9 November 2001.Singapore.

Paringit E. C., Nadaoka K., Fortes M. D., Harii S., Tamura H., Mistui J., et al., 2003. Multiangular and hyperspectral reflectance modeling of seagrass beds for remote sensing studies. In *Proceedings of the International Geoscience and Remote sensing Symposium '03*, 3: 21–25.

Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G., 1995. Etude de la formation récifale de Saint-Florent (Haute-Corse). Cartographie et évolution. DIREN Corse and GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-49.

Pasqualini V., Pergent-Martini C., Clabautb P. and Pergent G., 1998. Mapping of *Posidonia oceanica* using Aerial Photographs and Side Scan Sonar: Application off the Island of Corsica (France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47: 359-367.

Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G., 1999. Environmental impacts identification along corsican coasts (Mediterranean Sea) using image processing. *Aquatic Botany* 65: 311-320.

Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G., Agreil M., Skoufas G., Sourbes L., 2005. Use of SPOT 5 for mapping seagrasses: An application to *Posidonia oceanica*. *Remote sensing of Environment*, 94: 39–45.

Patacca E., Sartori R., Scandone P., 1990. Tyrrhenian basin and Apeninic areas: kinematic relation since Late Tortonian times, 75° Comgr. Soc. Geol. Ital., “La geologia italiana degli anni '90”, Milano, 10-12 Set, 1990. Mem. Società Geologica Italiana 45.

Patenaude G., Hill R. A., Milne R., Gaveau D. L. A., Briggs B. B. J. and Dawson T., 2004. Quantifying forest above ground content using LiDAR remote sensing. *Remote sensing of Environment*, 93: 368–380.

Penny M.F. e D.M. Phillips (editors), 1981. Proc. 4th Laser Hydrography Symposium, ERL-0193-SD, Defence Research Centre Salisbury, Sept. 30 - Oct. 3, 1980, Salisbury, South Australia: 554.

Peñuelas J., Filella I., Gamon J. A., and Field C., 1997. Assessing photosynthetic radiation-use efficiency of emergent aquatic vegetation from spectral reflectance. *Aquatic Botany*, 58: 307–315.

Peñuelas J., Gamon J. A., Griffin K. L., and Field C. B., 1993. Assessing community type, plant biomass, pigment composition and photosynthetic efficiency of aquatic vegetation from spectral reflectance. *Remote sensing of Environment*, 46: 110–118.

Pérès J.M., 1984. La régression des herbiers à *Posidonia oceanica*. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 445-454.

Pérès J. M. and J. Picard, 1964. Nouveau manuel de Bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, 47 (31): 3-137.

Pérès J.M., Picard J., 1975. Causes de la raréfaction et de la disparition des herbiers de *Posidonia oceanica* sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Aquatic Botan* 1(2): 133-139.

Pergent G., 1991a. La protection légale de la Posidonie en France: Un outil efficace. Nécessité de son extension à d'autres pays méditerranéens. In : Boudouresque C.F., Avon M., Gravez V. edits. *Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée*, Rencontres scientifiques de la Côte Bleue. GIS Posidonie publ., Fr., 2: 29-34.

Pergent G., 1991b. Les indicateurs écologiques de la qualité du milieu marin en Méditerranée. *Oceanis* 17 (4): 341-350.

Pergent G., 1985. Floraison des herbiers à *Posidonia oceanica* dans la Région d'Izmir (Turquie). *Posidonia Newsletter* 1 (1): 15-21.

Pergent G., Rico-Raimondino V., Pergent-Martini C., 1997. Fate of primary production in *Posidonia oceanica* meadows of the Mediterranean. *Aquatic Botany* 59: 307-321.

Pergent G., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée*, 54: 3-29.

Pergent G., Romero J., Pergent-Martini C., Mateo M.A., Boudouresque C.F., 1994. Primary production, stocks and fluxes in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series*. 106: 139-146.

Pergent G., Kempf M., 1993. L'environnement marin côtier en Tunisie. 1. Rapport de synthèse. 2. Etude documentaire. 3. Ann. Agence Nationale pour la Protection de l'Environnement (Tunisie), Ifremer and GIS Posidonie, Fr.: 1-55 + 1-395 + 1-173.

Pergent-Martini C., V. Leoni, V. Pasqualini, G. Ardizzone, E. Balestri, R. Bedini, 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: Use and application. *Ecological Indicators*, 5: 213-230.

Pergent-Martini C., 2000. Protection des habitats d'herbiers de Phanérogames marines de Méditerranée. Les études d'impacts en milieu marin. CAR/ASP Tunis and EqEL publ.: 1-49 + Ann.

Pergent-Martini C., 1994. Impact d'un rejet d'eaux usées urbaines sur l'herbier à *Posidonia oceanica*, avant et après la mise en service d'une station d'épuration. Thèse Doctorat, Univ. Corté, Fr.: 1-191.

Phillips D.J.H., 1994. Macrophytes as biomonitors of trace metals. *Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries*: 85-103.



Philpot, W.D., 1989, Bathymetric mapping with passive multispectral imagery. *Applied Optics*, 28 (8): 1569-1578, April.

Phinn S., Roelfsema C., Dekker A., Brando V., Anstee J., 2008. Mapping seagrass species, cover and biomass in shallow waters: An assessment of satellite and airborne multispectral and airborne hyperspectral imaging systems in Moreton Bay (Australia). *Remote sensing of environment*, 112: 3413-3425.

Phinn S.R., Menges C., Hill G. J.E., Stanford M., 2000. Optimizing remotely sensed solutions for monitoring, modeling and managing coastal environments, *Remote sensing Environmental*, 73: 117-132.

Piazzì L., Acunto S., Balestri E., Cinelli F., 1996. Osservazioni preliminari sulla germinazione di semi e sviluppo in situ di piantine di *Posidonia oceanica* (L.) Delile – *Informatore Botanico Italiano* 28: 61–66.

Pinnel, N., Heege, T., and Zimmermann, S., 2004. Spectral discrimination of submerged macrophytes in lakes using hyperspectral remote sensing data. In *SPIE Proceedings on Ocean Optics XVII*, 1: 1–16.

Piovetti L., Serve L., Combaut G., Gadel F., 1984. Analyse des substances phénoliques des restes de *Posidonia oceanica* (L.) Delile provenant de sédiments holocènes et de dépôts actuels. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds, GIS Posidonie publ.*, Fr., 1: 137-144.

Polcyn, F.C., Lyzenga, D.R., 1973. Calculation of water depth from ERTS-MSS data from *Proceedings Symposium on Significant Results Obtained from ERTS-1*, NASA Publication SP-327.

Polcyn, F.C., Brown, W.L., Sattinger, I.J., 1970. The measurement of water depth by remote sensing techniques. Report 8973-26-F, Willow Run Laboratories, University of Michigan, Ann Arbor.

Popescu, S. C., Wynne, R. H., and Nelson, R. F., 2002. Estimating plot-level tree heights with LiDAR: Local filtering with a canopy-height based variable window size. *Computers and Electronics in Agriculture*, 37: 71–95.

Por F.D., 1978. Lessepsian migrations. The influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez canal. Springer Verlag publ., Berlin: x + 1-228.

Price J. C., 1994. How unique are spectral signatures?. *Remote sensing environmental*, 49: 181-186.

Prieur L., Sathyendranath S., 1981. An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific spectral absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter and other particulate materials. *Limnology and Oceanography* 26 (4): 671-689.

Procaccini G., Buia M.C., Gambi M.C., Perez M., Pergent G., Pergent-Martini C., Romero J., 2003. Seagrass status and extent along the Mediterranean coasts of Italy, France and Spain. In: Green E.P., Short F.T., Spalding M.D. eds. *World Atlas of Seagrass: Present status and future conservation*. University of California Press publ.

Regione Lazio, 2009. Uno sviluppo sostenibile delle coste del Lazio. Palombi Editore: 27-29.

Richardson L. L., LeDrew E. F., 2006. Remote sensing of aquatic coastal ecosystem processes, *Science and Management Application*. Springer, 9: 1-7.

Robert P., 1988 – Etude du régime thermique des principales biocénoses marines benthiques du Parc national de Port Cros (Var, France) – Diplôme de Recherche universitaire, Univ. Aix Marseille II, Fr.: 1-209.

Roberts D.A., G. Batista J. Pereira E. Waller, Nelson B., 1998. Change Identification using Multitemporal Spectral Mixture Analysis: Applications in Eastern Amazonia. In *Remote Sensing Change Detection: Environmental Monitoring Applications and Methods*, C. Elvidge, and R. Lunetta (eds), Ann Arbor Press, Ann Arbor. : 137-161.

Roberts, D.A., Green, R.O., Adams, J.B., 1997, Temporal and Spatial Patterns in Vegetation and Atmospheric Properties from AVIRIS. *Remote sensing of Environment*, 62: 223–240.

Romero J., 1999. Els herbassars submarins de la Mediterrània. *Butlletí de la Secció de Ciències naturals del Museu de Mataró, L'Atzavara* 8: 5-8.

Romero J., 2004. Las praderias de Fanerógamas marinas. La producción primaria y su destino. Características de los restos de la planta. In: Luque A.A., Templado J. edits. *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía publ., Sevilla: 74-81.

Romero-Martinengo J., 1985. Estudio ecológico de las Fanerógamas marinas de la costa catalana: producción primaria de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en las islas Medes. Tesis Doct., Univ. Barcelona, Spain: 1-261.

Rosso, P. H., Ustin, S. L., and Hastings, A., 2006. Use of lidar to study changes associated with *Spartina* invasion in San Francisco Bay marshes. *Remote sensing of Environment*, 100: 295–306.

Ruiz Fernandez J.M., 2000. Respuesta de la Fanerógama marina *Posidonia oceanica* (L.) Delile a perturbaciones antrópicas. Mem. Doct. Biol., Univ. Murcia, Spain: 1-212.

Ruiz J.M., Romero J., 2003. Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1523-1533.

Sabol B. M., Eddie Melton R., Chamberlain R., Doering P. e Haunert K., 2002. Evaluation of a digital echo sounder system for detection of submersed aquatic vegetation. *Estuaries and Coasts*, 25 (1): 133-141

Salat J., Pascual J., 2002. The oceanographic and meteorological station at L'Estartit (NW Mediterranean). In: *Tracking long-term hydrological change in the Mediterranean Sea*. CIESM Workshop Series, 16: 29-32.

Salviato S., Barbaro J., Braga F., Alberotanza L., 2005. Analisi spettrale delle fanerogame marine in laguna di Venezia. *Rivista Italiana di Telerilevamento*, 33/34: 91-107.

Sanchez –Lizaso J.L., Guillén J.E., Ramos A., 1990. The regression of *Posidonia oceanica* meadows in El Campello (Spain). *Rapports et Procès Verbaux des Rèunions de la Commission internationale pour l'Exploration scientifique de la Méditerranée*: 32 - 7.

Sandidge J.C., Holyer R.J., 1998. Coastal bathymetry from hyperspectral observations of water radiance, *Remote sensing Environment*, 65: 341-352.

Savelli D., Wezel F.C., 1980. Morfologic map of the Tirrhenian Sea, scale 1:1.250.000: P.F. CNR 'Oceanografia e fondi marini Bacini sedimentary. Lit. Art. Cart., Firenze.

Sawaya K., Olmanson L. G., Heinert N. J., Brezonik P. L., and Bauer M., 2003. Extending satellite remote sensing to local scales: Land and water resource monitoring using high-resolution imagery. *Remote sensing of Environment*, 88: 144–156.

Scardi M., Casola E., Fresi E., and Mazzella L., 1986. Mappa strutturale della comunità epifita di *Posidonia oceanica* (L.) Delile: interpretazione evoluzionistica. *Nova Thalassa*, 8 (3):477-485.

Schulz, M., Rinke, K., and Köller, J., 2003. A combined approach of photogrammetrical methods and field studies to determine nutrient retention by submersed macrophytes in running waters. *Aquatic Botany*, 76: 17–29.

Sdage, 2003. Connaissance et gestion de l'érosion du littoral. Guide technique n°9. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Fr.: 1-53.

Settle, J.J. e Drake, N.A., 1993, Linear mixing and the estimation of ground cover proportions. *International Journal of Remote sensing*, 14: 1159–1177.

Short F.T., Wolf J., Jones G.E., 1989. Sustaining eelgrass to manage a healthy estuary. In: *Proc. Sixth Symp. Coastal and Ocean Management / ASCE*. July 11-14, 1989, Charleston, SC: 3689-3706.

Silva T. S. F., Costa M. P. F., Melack J. M., Novo E. M. L. M., 2008. Remote sensing of aquatic vegetation: theory and applications. *Environ Monit Assess* 140:131–145.

Silva, T. S. F., 2004. Imagens EOS-MODIS e Landsat 5 TM no estudo da dinâmica das comunidades de macrófitas na várzea amazônica. Master's thesis, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, São Paulo, Brazil.

Sinclair M., 1999b. Application of laser airborne depth sounder for EEZ delimitation and management, *EEZ Technology*, 5 (2): 95-99.

Small C., 2004. The Landsat ETM+ Spectral Mixing space. *Remote sensing of Environment*, 93:1-17.

Smith M.O., Ustin S.L., Adams J.B., Gillespie A.R., 1990, Vegetation in deserts: I. A regional measure of abundance from multispectral images. *Remote sensing of Environment*, 31: 1–26.

Smith M.O., S.L. Ustin J.B. Adams, Gillespie A.R., 1990. Vegetation in deserts: I. A regional measure of abundance from multispectral images. *Remote sensing of Environment*, 31: 1-26.

Smith M. O., Johnson P. E., and Adams J. B., 1985. Quantitative determination of mineral types and abundances from reflectance spectra using principal component analysis. *Journal of Geophysical Research*, 90: 792-804.

Smith R.C., Baker K.S., 1978. The bio-optical state of ocean waters and remote sensing. *Limnology and Oceanography*, 23(2): 247-259.

Spitzer D., Dirks R.W.J., 1987. Bottom influence on the reflectance of the sea. *International Journal of Remote sensing*, 8: 279–290.

Sprenkle E. S., Smock L. A., and Anderson J. E., 2004. Distribution and growth of submerged aquatic vegetation in the piedmont section of the James river, Virginia. *Southeastern Naturalist*, 3(3): 517–530.

Stramski D., Kiefer D. A., 1991. Light scattering by microorganisms in the open ocean. *Progress in Oceanography*, 28: 343-383.

Stumpf R.P., Holderied K., Sinclair M., 2002. Mapping coral reef bathymetry with high-resolution, multispectral satellite imagery. Presented at the Seventh International Conference on Remote sensing for Marine and Coastal Environments, Miami, Florida, May 20-22.

Taramelli A., Tolomei C., Moro M., Saroli M., Salvi S. 2010a. Analysis of DGSD impending over the Fiastra lake (Central Italy), by geomorphological assessment and deformation monitoring using satellite SAR Interferometry, in Press, *Earth Surface Processes and Landforms*.

Taramelli A., Pasqui M., Small C., Guarnieri F., 2010b. Dust sandstorm dynamics analysis in Northern China by means of advanced remote sensing analysis and atmospheric emission-dispersion modelling – Part I, in press in *Earth Surface Processes and Landforms*.

Taramelli A., Giardino C., Gasperini L., del Bianco F., Bresciani M., Valentini E., Pizzimenti L., Zucca, F., Disperati L., 2010c, Biophysical and morphological study of coastal habitats from imaging spectrometry, lidar and in situ data acquisition, Extended abstract, Proceedings ESA Conference: Hyperspectral Workshop 2010 no. 1916358.

Taramelli A., Melelli L., 2009. Map of deep seated gravitational slope deformation susceptibility in central Italy derived from SRTM DEM and spectral mixing analysis of the Landsat ETM+ data, *International Journal of Remote sensing*, 30: 357-387.

Thelin I., Boudouresque C.F., 1985. *Posidonia oceanica* flowering and fruiting recent data from an international inquiry. *Posidonia Newsletter*, 1: 5- 14.

Thomson, A. G., Fuller, R. M., Yates, M. G., Brown, S. L., Cox, R., and Wadsworth, R. A., 2003, The use of airborne remote sensing for extensive mapping of intertidal sediments and saltmarshes in Eastern England. *International Journal of Remote sensing*, 24: 2717–2737.

Thomson, A., Fuller, R., Sparks, T., Yates, M., and Eastwood, J., 1998. Ground and airborne radiometry over intertidal surfaces: Waveband selection for cover classification. *International Journal of Remote sensing*, 19 (6): 1189–1205.

Tilley, D. R., Ahmed, M., Son, J. H., and Badrinayanan, H., 2003. Hyperspectral reflectance of emergent macrophytes as an indicator of water column ammonia in an oligohaline, subtropical marsh. *Ecological Engineering*, 21: 153–163.

Tunesi L., Diviacco G., Mo G., 2001. Observations by submersible on the biocoenosis of the deep sea corals off Portofino Promontory (Northwestern Mediterranean Sea). In: Martin Willison J.H. et al. edits. *Proc. of First international Symposium on Deep sea Corals*. Ecology Action Centre and Nova Scotia Museum, Halifax, Nova Scotia: 76-87.

Valta-Hullkonen K., Pellika P., Tanskanen H., Ustinov A., and Sandman O., 2003. Digital false colour aerial photographs for discrimination of aquatic macrophyte species. *Aquatic Botany*, 75: 71–88.

Verlaque M., Nédélec H., 1983. Biologie de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) sur substrat rocheux en Corse (Méditerranée, France): alimentation des adultes. *Vie Milieu* 33(3-4): 191-201.

Vis, C., Hudon, C., and Carignan, R. (2003). An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales. *Aquatic Botany*, 77: 187–201.

Walker D.I., Pergent G., FAZI S., 2001. Seagrass decomposition. In: Short F T., Coles R G. edits. *Global seagrass research methods*. Elsevier Scientific Publishers B.V., Amsterdam: 313-324.

Ward D. H., Markon C. J., Douglas D. C. 1997. Distribution and stability of eelgrass beds at Izembek Lagoon, Alaska, *Aquatic Botany*, 58 (3-4),

Waycott M., Les D.H., 2000. Current perspectives on marine Angiosperm evolution. *Biol. mar. Medit.* 7(2): 160-163.

Wezernak C.T., Turner R. E., Lyzenga D.R., 1976. Spectral reflectance and radiance characteristics of water pollutants, NASA CR-2665, 110-11.

Wezernak C.T., Lyzenga D.R., 1975. Analysis of cladophora distribution in Lake Ontario using remote sensing. *Remote sensing Environment*, 4: 37-48.

Wellington M., 2001. The Laser Airborne Depth Sounder (LADS) — a broad range of applications, *Proc. Hydro 2001*, The Hydrographic Society, Special Pub. 42, March 27-29, Norwich, England, Paper 19: 11.

Wellman C.H., Osterloff P.L., Mohuddin U., 2003. Fragments of the earliest land plants. *Nature* 425: 282-285.

Williams, D. J., Rybicki, N. B., Lombana, A. V., O'Brien, T. M., and Gomez, R. B., 2003. Preliminary investigation of submerged aquatic vegetation mapping using hyperspectral remote sensing. *Environmental Monitoring and Assessment*, 81: 383–392.

Wittmann K., Scipione M.B., Fresi E., 1981. Some laboratory experiments on the activity of the macrofauna in the fragmentation of detrital leaves of *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Rapp. P.V. Rèunions de la Commission internationale pour l'Exploration scientifique de la Méditerranée* 27(2): 205-206.

Wozencraft J.M., W.J. Lillycrop, 2003. Airborne coastal mapping, past, present, and future, *Journal of Coastal Research*, Special Issue, 38: 207-215.

Zacharias M., Niemann O., and Borstad G., 1992. An assessment and classification of a multispectral bandset for the remote sensing of intertidal seaweeds. *Canadian Journal of Remote sensing*, 18 (4): 263– 274.

Zalokar M., 1942. Les associations “sous-marines” de la côte adriatique au-dessous de Velebit. *Bulletin de la Société Botanique*. Genève 33: 171-195.



Zhang X., 1998. On the estimation of biomass of submerged vegetation using Landsat thematic mapper (TM) imagery: A case study of the Honghu Lake, PR China. *International Journal of Remote sensing*, 19 (1): 11–20.

## **SITOGRAFIA:**

Beachmed-e, 2007a. La gestion stratégique de la défense des littoraux pour un développement soutenable des zones côtières de la Méditerranée. Interactions de *Posidonia oceanica* et Sable avec l'Environnement des Dunes Naturelles. Cahier Technique étendu de Phase A.

<http://www.beachmed.eu/Beachmede/SousProjets/POSIDUNE/tabid/99/Default.aspx>  
11-11-2010

Beachmed-e, 2007b. La gestion stratégique de la défense des littoraux pour un développement soutenable des zones côtières de la Méditerranée. Interactions de *Posidonia oceanica* et Sable avec l'Environnement des Dunes Naturelles. Cahier Technique étendu de Phase C.

<http://www.beachmed.eu/Beachmede/SousProjets/POSIDUNE/tabid/99/Default.aspx>  
11-11-2010

CGR – MIVIS

<http://www.cgrit.it/tecnologie/mivis.html> 11-11-2010

ERS

[http://www.eoportal.org/directory/pres\\_ERS1EUROPEANREMOTESENSINGSATELLITE1.html](http://www.eoportal.org/directory/pres_ERS1EUROPEANREMOTESENSINGSATELLITE1.html) 3-12-2010

Europa, Habitat naturali – Natura 2000

[http://europa.eu/legislation\\_summaries/environment/nature\\_and\\_biodiversity/l28076\\_it.htm](http://europa.eu/legislation_summaries/environment/nature_and_biodiversity/l28076_it.htm) 31-10-2010

European Commission, Assessment of the Socio-Economic Costs and Benefits of Integrated Coastal Zone Management, Roberts Firn Crichton, novembre 2000.

[http://ec.europa.eu/environment/iczm/pdf/socec\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/environment/iczm/pdf/socec_en.pdf)

LiDAR Bathymetry

<http://www.coastalwiki.org> 11-11-2010

NASA, GOES

<http://goes.gsfc.nasa.gov/> 2-11-2010

NASA, MODIS

<http://modis.gsfc.nasa.gov/> 2-11-2010

NASA, Ocean Color

<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/> 2-11-2010

NASA, SeaWiFS Project

<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/> 2-11-2010

NASA, Topex/POSEIDON

[http://podaac.jpl.nasa.gov/DATA\\_CATALOG/topexPoseidoninfo.html](http://podaac.jpl.nasa.gov/DATA_CATALOG/topexPoseidoninfo.html) 2-11-2010

NOAA

<http://www.noaa.gov/> 2-11-2010

Ucla, Department of Ecology and Evolutionary Biology – Remote sensing of the sea

[www.eeb.ucla.edu/test/faculty/nezlin/RemoteSensingOfTheSea.htm#Section6](http://www.eeb.ucla.edu/test/faculty/nezlin/RemoteSensingOfTheSea.htm#Section6); 10-10-2010

UNESCO - Environment and development in coastal regions and in small islands. Coastal management sourcebooks 3. Part 2. The Acquisition, Correction and Calibration of Remotely Sensed Data

[www.unesco.org/csi/pub/source/rs10.htm](http://www.unesco.org/csi/pub/source/rs10.htm) 10-10-2010

## APPENDICE

**TABELLA A – *P. oceanica* su fondo mobile ad elevata copertura - Figura 2.28**

<b>Banda</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Media</b>	<b>Dev.St</b>
1	1.184285	1.32792	1.231839	0.030586
2	1.364649	1.520299	1.43336	0.041941
3	1.305839	1.466396	1.390765	0.038504
4	1.199822	1.369547	1.281398	0.042517
5	1.166586	1.352682	1.227797	0.049635
6	1.13642	1.334583	1.227234	0.052818
7	1.077351	1.301144	1.176189	0.055624
8	0.964483	1.163513	1.046562	0.054988
9	0.806775	0.960125	0.866584	0.038443
10	0.669892	0.800415	0.732293	0.028778
11	0.603335	0.709557	0.653513	0.025633
12	0.559189	0.640139	0.597518	0.024081
13	0.5199	0.612298	0.556797	0.021632
14	0.475906	0.564659	0.506178	0.020184
15	0.44208	0.510391	0.474022	0.01515

**TABELLA B – *P. oceanica* su fondo duro ad elevata copertura – Figura 2.31**

<b>Banda</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Media</b>	<b>Dev.St.</b>
1	1.278214	1.407331	1.331149	0.032211
2	1.531256	1.630036	1.577613	0.030143
3	1.506504	1.617358	1.551817	0.024647
4	1.401974	1.488167	1.438432	0.021184
5	1.316228	1.398044	1.356292	0.023889
6	1.256508	1.348502	1.295845	0.020717
7	1.159119	1.237976	1.198246	0.018456
8	1.00297	1.07023	1.032743	0.014216
9	0.748415	0.811384	0.776033	0.0144
10	0.600132	0.662443	0.631095	0.014011
11	0.533181	0.593415	0.56951	0.013033
12	0.481444	0.544679	0.507559	0.015126
13	0.460126	0.515085	0.484856	0.015717
14	0.403049	0.446202	0.426166	0.011516
15	0.389194	0.447793	0.413402	0.01335

**TABELLA C – *P.oceanica* su fondo mobile a bassa copertura – Figura 2.34**

<b>Banda</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Media</b>	<b>Dev.St.</b>
1	1.271308	1.376168	1.328373	0.030199
2	1.509607	1.62494	1.566898	0.023757
3	1.494004	1.60188	1.542015	0.029953
4	1.399544	1.541245	1.454704	0.037608
5	1.337919	1.481322	1.403161	0.036703
6	1.323459	1.509329	1.398231	0.043957
7	1.27053	1.433542	1.328776	0.041123
8	1.10803	1.261647	1.159002	0.037102
9	0.847118	0.939454	0.883509	0.020614
10	0.667947	0.73758	0.694841	0.018049
11	0.597504	0.662362	0.628885	0.015527
12	0.520999	0.582466	0.557873	0.015462
13	0.495548	0.556572	0.527352	0.01877
14	0.444438	0.486584	0.460568	0.011058
15	0.400548	0.447502	0.416472	0.012027

**TABELLA D – *P.oceanica* su fondo duro a bassa copertura – Figura 2.37**

<b>Banda</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Media</b>	<b>Dev.St.</b>
1	1.330403	1.432557	1.375833	0.032119
2	1.566564	1.725348	1.643272	0.044308
3	1.58864	1.719543	1.640134	0.034449
4	1.477848	1.615946	1.54754	0.037492
5	1.389732	1.560162	1.468227	0.043981
6	1.36551	1.550748	1.430748	0.047325
7	1.242167	1.474124	1.327062	0.059082
8	1.071864	1.233291	1.128749	0.041968
9	0.7546	0.824356	0.788959	0.019469
10	0.565744	0.625249	0.589016	0.01262
11	0.497256	0.542319	0.523778	0.010682
12	0.426423	0.485072	0.454931	0.014083
13	0.397299	0.449659	0.418108	0.011845
14	0.342607	0.382896	0.359862	0.01093
15	0.291403	0.34485	0.319576	0.012354

**TABELLA E – Fondo duro con elevata copertura algale – Figura 2.40**

<b>Banda</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Media</b>	<b>Dev.St.</b>
1	1.347226	1.46894	1.380058	0.027331
2	1.61629	1.711469	1.663779	0.024794
3	1.651304	1.723272	1.67851	0.01844
4	1.543645	1.641648	1.589647	0.026239
5	1.469257	1.543588	1.507095	0.019897
6	1.414351	1.487209	1.450958	0.019792
7	1.307644	1.387871	1.34566	0.018398
8	1.119456	1.173665	1.145568	0.013583
9	0.802121	0.854917	0.824592	0.01277
10	0.619515	0.670546	0.641352	0.014269
11	0.549709	0.592724	0.57031	0.011891
12	0.47877	0.530917	0.506628	0.014275
13	0.441255	0.512487	0.475176	0.015338
14	0.410535	0.441225	0.42909	0.007782
15	0.406546	0.463788	0.427066	0.011986

**TABELLA F – Fondo duro con scarsa copertura algale – Figura 2.43**

<b>Banda</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Media</b>	<b>Dev.St.</b>
1	1.346381	1.460505	1.407822	0.031217
2	1.632302	1.746795	1.69457	0.027201
3	1.643996	1.780698	1.723634	0.032134
4	1.562195	1.693056	1.653016	0.029798
5	1.508373	1.648266	1.595607	0.030917
6	1.503857	1.641311	1.584529	0.034295
7	1.409995	1.558688	1.510398	0.0357
8	1.226358	1.371082	1.325343	0.032695
9	0.857133	0.971545	0.927629	0.023639
10	0.641846	0.704118	0.677015	0.013507
11	0.577735	0.618029	0.598351	0.011972
12	0.503541	0.537757	0.522385	0.011354
13	0.464535	0.503452	0.48487	0.012127
14	0.409299	0.450434	0.433469	0.012729
15	0.3833	0.42454	0.402146	0.010131

**TABELLA G – Fondo mobile non coperto da vegetazione – Figura 2.46**

<b>Banda</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Media</b>	<b>Dev.St.</b>
<b>1</b>	1.340809	1.488923	1.421183	0.034408
<b>2</b>	1.680691	1.751701	1.714252	0.018842
<b>3</b>	1.717472	1.781008	1.74537	0.017544
<b>4</b>	1.633627	1.721038	1.682569	0.024179
<b>5</b>	1.565073	1.666828	1.626725	0.02656
<b>6</b>	1.549153	1.666868	1.614072	0.031307
<b>7</b>	1.48268	1.587062	1.536565	0.023113
<b>8</b>	1.303406	1.371675	1.340019	0.017859
<b>9</b>	0.899578	0.977574	0.94216	0.01471
<b>10</b>	0.665158	0.710604	0.688297	0.013154
<b>11</b>	0.591336	0.649427	0.612155	0.012146
<b>12</b>	0.497542	0.562568	0.53401	0.017652
<b>13</b>	0.464764	0.517539	0.492152	0.012337
<b>14</b>	0.403848	0.44568	0.425213	0.012689
<b>15</b>	0.348734	0.406141	0.376896	0.011845



# CHARACTERISATION OF *POSIDONIA OCEANICA* MEADOWS USING BOTH HYPERSPECTRAL AND LIDAR DATA: A NEW APPROACH

L. Nicoletti, E. Valentini, M. Targusi, P. La Valle, A. R. Fornari, A. Taramelli

ISPRA, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale  
Via di Casalotti 300, 00166 Roma  
[luisa.nicoletti@isprambiente.it](mailto:luisa.nicoletti@isprambiente.it)



## INTRODUCTION

Integrated coastal zone management is calling to develop and apply data fusion techniques to combine active and passive remote sensing data for mapping shallow-water and coastal environments. The present research is developed in the framework of the Regione Lazio funding program (LIDLAZ) and regards both emerged and submerged portion of the coastal zone. LIDLAZ is focused on two study areas: northern one extends from the regional boundary of Tuscany and S. Agostino (VT) and the southern one between Capo Pontiere (LT) and San Felice Circeo (LT) (Fig. 1). The aim of this paper is to combine hyperspectral MIVIS (Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer) resolution data with LIDAR (Ligh Detection and Ranging) detection data in order to characterize the *Posidonia oceanica* meadows in the northern area.

## MATERIAL AND METHODS

Airborne remotely sensed survey, carried out in May 2009, has provided, in the northern area, one stretch of 50 Km<sup>2</sup> hyperspectral (MIVIS) dataset with 3x3m ground resolution and 102 bands from VIS to thermal. The LIDAR (Holo-eye II) dataset acquired in slant range for an average flight height of 500 m is of 2 m. Analysis of the shallow water is done in the context of the spectral mixing space defined by the low order principal components of the spectra defined by the Principal Components. Basically the works focuses primarily on nonlinear mixing arising from mixed pixel (Boardman, 1993) and we select representative endmembers in order to describe spectrally distinguishable surface cover classes to highlight *P. oceanica* upper limit. Our analysis combines the use of the first 20 MIVIS bands (calibrated to exoatmospheric reflectance) on a spatial subset defined by natural neighbors of soft and hard bottoms. The contemporary acquisition of LIDAR data define bathymetry for morphological characterization. By the shoreline extraction with LIDAR data, a mask of land area was applied to minimize the spectral variability and to increase the contrast in the study area.

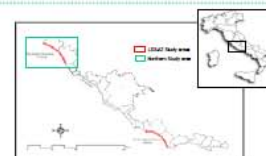


Figure 1 - Study areas

## PRELIMINARY RESULTS

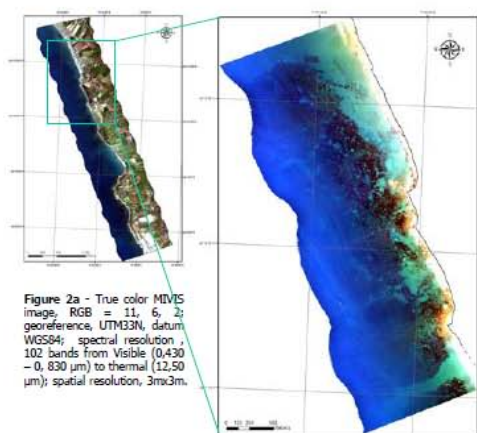


Figure 2a - True color MIVIS image, RGB = 11, 6, 2; georeference, UTM33N, datum WGS84; spectral resolution, 102 bands from Visible (0.430 - 0.830 µm) to thermal (12.50 µm); spatial resolution, 3m x 3m.

Figure 2b - Spatial and spectral subset of MIVIS run (Fig. 2a), resample on the first 20 channel and masked on the land areas.

The sequence of actions to divide the spectral mixing space into biophysical typologies can be represented schematically as:

- Determine mixing space topology and structure by Principal Component Analysis
- Determine dimensionality and linearity and select spectral endmembers
- Invert linear mixture model
- Analyze RMS misfit between estimated endmember fractions and observed spectra
- Refine mixture model as necessary and translate to biophysical surface cover model
- Determine spectrally distinguishable surface cover classes and decision boundaries.

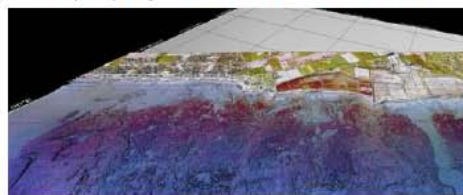


Figure 6 - MIVIS draped on LIDAR bathymetry.

The objectives of the LIDAR-MIVIS combined analysis and field validation are to provide a baseline to assess bottom cover discrimination for vegetation mapping. The LIDAR bathymetry and backscatter data are particularly useful for increasing the MIVIS surface classification. Smoother surfaces have a smaller roughness length than rough surfaces such as vegetated areas or sandy bottom.

## DISCUSSIONS

Linear unmixing model allows a preliminary classification of reflectances within biophysical bottom properties. Bottom reflectance contributes to an optical water leaving signal. The combined use of both MIVIS and LIDAR remote data produced a novel paradigm in order to map *P. oceanica* meadows. Results highlight the need of a field based spectral library to obtain a more detailed characterization of bottoms and different typologies of *P. oceanica*. This kind of spectral library is not yet available for Mediterranean coastal submerged target. Endmember fraction maps could provide an ideal input to different models better than the thematic classifications normally used. The advantages of endmember fraction abundances are 1) physically meaningful quantities (e.g. vegetation fraction, albedo), 2) greater accuracy, 3) no loss of spatial variability information, 4) no introduction of error from class homogenization and 5) no errors of commission or omission.

## References

SMALL C. (2004) - The Landsat ETM+ Spectral Mixing Space. Remote Sensing of Environment, 93:1-17.  
BOARDMAN J. W. (1993). Automating spectral unmixing of AVIRIS data convex geometry concepts, in Fourth Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS). Airborne Geoscience Workshop. Edited by R. O. Green: 11-14, Jet Propulsion Laboratory, Pasadena CA.

## Acknowledgements

Ing. Paolo Lupino (Regione Lazio, Servizio Aree Marine Protette)  
Ing. Lorenzo Rossi, Dr. Alfredo Pazzini, Dr. Matteo Conti (ISPRA)

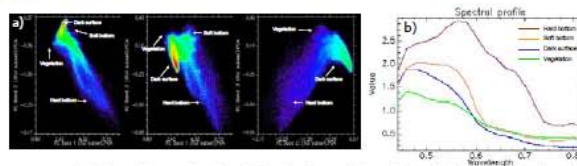


Figure 3 - a) Following the procedure described in detail by Small (2004), the individual scene subset (Fig. 2b) can be represented as a tetrahedral mixing space bounded by four distinct spectral endmembers that correspond to vegetation (mainly *P. oceanica*), soft or hard bottoms and non-reflective dark surfaces. The non-reflective dark surfaces represent both transmissive (e.g. clear water), absorptive (e.g. vegetation on substrate) and non-reflective (e.g. deep shadow) targets. In b) spectral profiles of endmembers from the mixing space. Soft bottoms represents SWIR bright sands and a higher albedo, more spectrally flat reflectance corresponding to both submerged vegetation and hard bottoms with different lithologies or benthic covers.

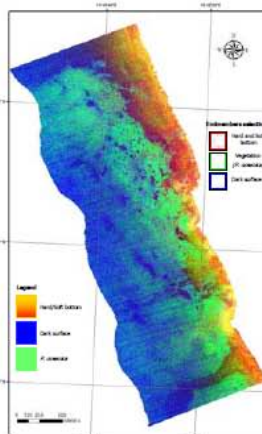


Figure 4 - Linear unmixing on the first 8 bands (from 0.433 to 0.593 µm). Selection of three endmembers, visualized as R = Hard bottom and Soft bottom, G = Vegetation (*P. oceanica*), B = Dark surface (i.e. water column?). Results of the spectral mixture analysis indicate that the Tarquinia stretch is characterized by continuously varying substrate properties. There are a wide variety of hard and soft bottoms that show a widespread surface of strongly mixed composition while the upper limit of *P. oceanica* meadows can be detected.

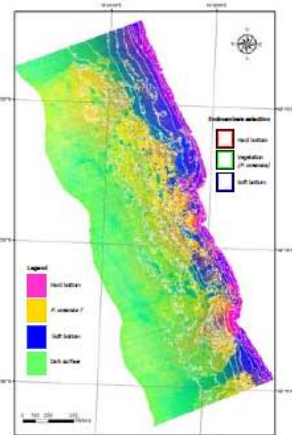


Figure 5 - Linear unmixing on the first 11 bands (from 0.433 to 0.653 µm). Selection on three endmembers, visualized as R = Hard bottom with different covers, G = Vegetation, B = Soft bottom. While the surface cover classes can be specified on the basis of both constant and linear thresholds through the fraction space, the resulting boundaries do not represent the discrete transitions implied by the classification. Where natural boundaries are relatively abrupt (e.g. sand/vegetation contact) the classification will be accurate but with natural gradients, the classification ask for detailed and expert interpretation to not introduce false boundaries.

Fig. A. Poster presentato nell'ambito del 40° Congresso della S.I.B.M., Società Italiana di Biologia Marina, svoltosi a Livorno nei giorni 26-29 del Maggio 2010.



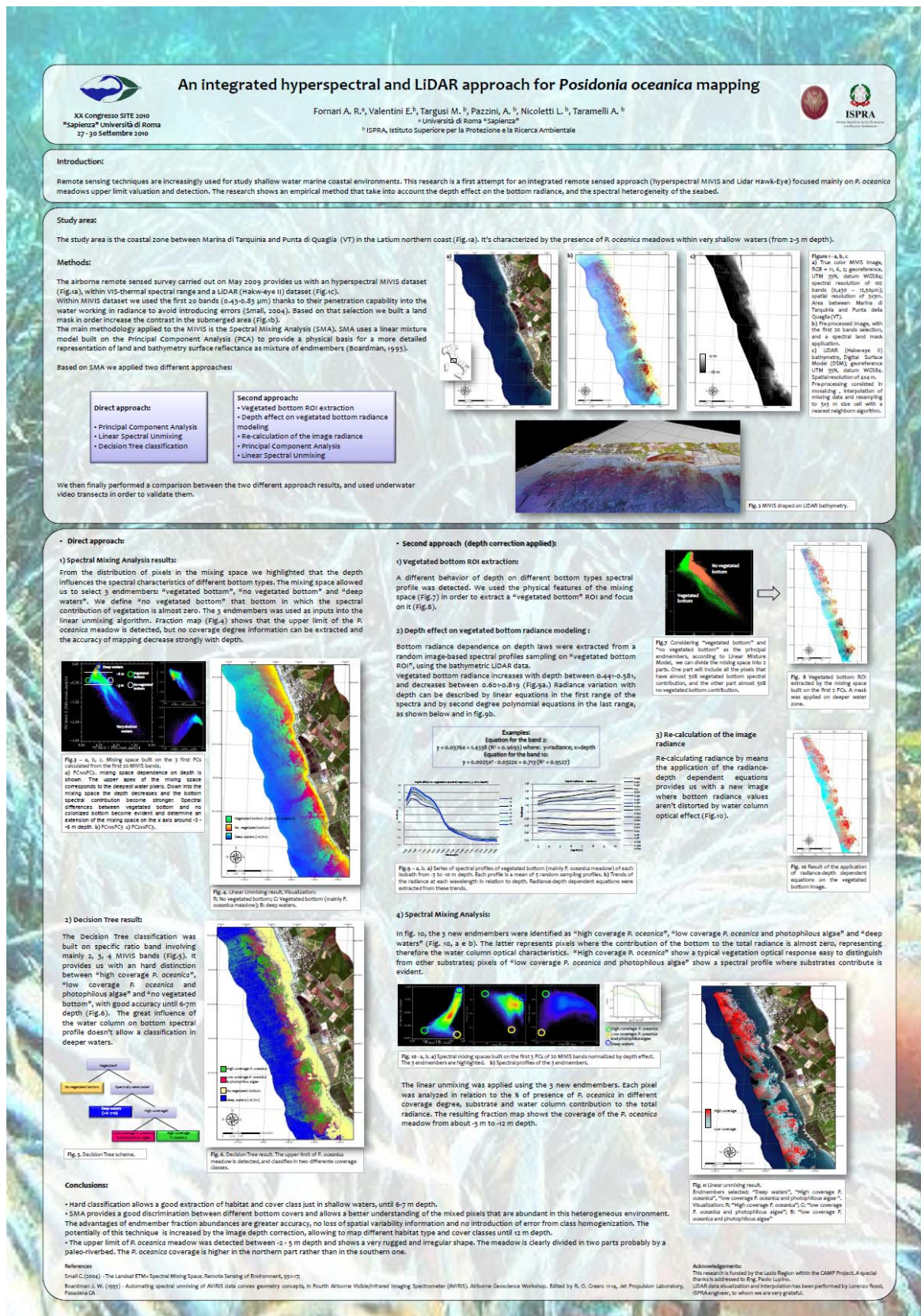


Fig. B. Poster presentato nell'ambito del XX Congresso della S.It.E, Società Italiana di Ecologia, svoltosi a Roma in sede Università degli Studi di Roma "Sapienza", nei giorni 27-30 del Settembre 2010.