



**STUDIO B.6.72 B/I
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL
MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI
DALLA COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE
BOCCHE LAGUNARI**

Contratto prot.n. 31572 si/gce/fbe

RAPPORTO SULLO STATO ZERO

Area: Ecosistemi di pregio

Macroattività: Praterie a fanerogame

15 luglio 2005

**Consorzio per la Gestione del Centro di Coordinamento delle Attività di Ricerca
inerenti il Sistema Lagunare di Venezia**

Palazzo Franchetti S. Marco 2847 30124 Venezia

Tel. +39.041.2402511 Fax +39.041.2402512

Referente attività

Supervisore macroattività

Responsabile d'Area

Approvazione

Dott. Andrea Rismondo

Prof. Giovanni Caniglia

Prof.ssa Patrizia Torricelli

Ing. Pierpaolo Campostrini

INDICE

1.	PREMESSA	4
1.1	Introduzione	4
1.2	Valutazione dei dati pregressi	6
2.	LE FANEROGAME MARINE: FUNZIONI ECOLOGICHE E RELAZIONI CON L'AMBIENTE	7
3.	IL MAPPAGGIO DELLE FANEROGAME MARINE DELLA LAGUNA DI VENEZIA DEL 1990	9
3.1	Distribuzione delle fanerogame	9
3.2	Le caratteristiche fenologiche	12
4.	STUDI, INDAGINI E RICERCHE TRA 1990 E IL 2002	20
4.1	Generalità	20
4.2	Variazioni dell'estensione delle coperture a fanerogame marine	20
4.3	Produzione, biomassa e fenologia degli insediamenti a fanerogame marine lagunari	23
5.	LE FANEROGAME MARINE NEL MONITORAGGIO MEL2 (2002-2004)	38
5.1	Generalità	38
5.2	Distribuzione delle fanerogame marine della Laguna di Venezia	39
5.2.1.	La mappatura del 2002	39
5.3	La mappatura del 2003	41
5.4	Caratteristiche fenologiche e parametri di crescita delle fanerogame marine	44
5.4.1.	Confronti tra le praterie delle parcelle di tipo A - praterie continue	45
5.4.2.	Confronti interannuali tra le parcelle di tipo A - praterie continue	46
6.	RILIEVO DELLE FANEROGAME MARINE ALLE BOCCHE DI PORTO: STUDIO B.6.78/I	68
6.1	Premessa	68

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

6.2	Mappatura di dettaglio delle fanerogame marine nell'area delle bocche di porto	69
6.3	Caratteristiche fenologiche delle fanerogame marine nelle bocche di Porto	71
6.4	L'epifitismo delle fanerogame marine	75
6.5	Considerazioni ed importanza dei dati dello Studio B.6.78/I	77
7.	LA TORBIDITÀ E LA SEDIMENTAZIONE NELLE FANEROGAME MARINE	91
7.1	Premessa	91
7.2	La torbidità e la sedimentazione	92
8.	CONSIDERAZIONI E VALUTAZIONI FINALE	104
9.	BIBLIOGRAFIA	107

1. PREMESSA

1.1 Introduzione

La vegetazione acquatica sommersa (SAV - Submerged Aquatic Vegetation) riveste, all'interno degli ecosistemi costieri, un ruolo multifunzionale di primaria importanza. Con questo termine si intendono tutte le piante radicate che colonizzano i sedimenti delle coste, degli estuari e le acque correnti. La SAV, oltre a costituire un habitat multidimensionale per molti organismi vegetali e animali che vi trovano un supporto fisico e trofico, modifica profondamente gli ambienti influenzando sulla qualità delle acque e sulla tipologia dei sedimenti. Composizione, estensione e struttura di questi sistemi sono condizionate non solo dalle caratteristiche biologiche delle singole specie, ma anche dalle caratteristiche ambientali come la natura del substrato, l'idrodinamismo, la profondità e la luminosità, il tasso di sedimentazione e la torbidità. In questi ultimi decenni, sempre più spesso, alla SAV delle aree costiere a bassa profondità è stato attribuito il ruolo di indicatore degli impatti umani per la qualità delle acque per quanto attiene gli aspetti chimico-fisici e trofici.

Le fanerogame marine, che rappresentano una importante parte della SAV, sono utilizzate per descrivere le variazioni ambientali dei corpi idrici e, nelle nazioni maggiormente sensibili alle tematiche ambientali, sono considerati elemento indicatore dello stato di qualità interpretando i processi di regressione o di espansione delle praterie come segnali negativi o positivi delle tendenze in atto sia nella colonna d'acqua sia nel piano sedimentario.

Per quanto riguarda la Laguna di Venezia, nelle aree direttamente o indirettamente interessate alla realizzazione delle opere alle bocche, come segnalato anche nello Studio di Impatto Ambientale (SIA) (Magistrato alle Acque, 1997), si potrebbero verificare una serie di disturbi su queste comunità di pregio. Lo stesso SIA per quanto attiene nello specifico alle fanerogame marine individua:

- nella torbidità delle acque;
- nelle modifiche della qualità delle acque intesa come rilascio di inquinanti, combustibili, ecc.;
- nelle variazioni negli ecosistemi di pregio e occupazione fisica delle aree dove sono presenti

Vi si raccomanda l'esecuzione di un piano di monitoraggio durante i lavori al fine di valutare le eventuali alterazioni ed attivare procedure di mitigazione e compensazione.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Le praterie a fanerogame marine costituiscono un sistema in equilibrio dinamico che rimane tale sino a quando le componenti biotiche e abiotiche rimangono all'interno di range sostenibili. Considerando che concorrono a questi equilibri una svariata serie di fattori diretti ed indiretti, appare non facile stabilire in modo inequivocabile la relazione causale tra gli effetti osservati e i fattori di stress.

La comprensione dello scenario *ante operam* appare il primo passo indispensabile per definire innanzitutto lo stato delle conoscenze delle fanerogame marine nell'ambito lagunare e specificatamente per le zone delle tre bocche di porto. L'analisi della situazione *ante operam* ha lo scopo di esaminare i dati pregressi mettendo in evidenza la variabilità intrinseca ("naturale") di queste praterie, sia per quanto attiene la loro distribuzione sia per gli indicatori funzionali e strutturali che permettono di valutarne lo stato.

I dati raccolti in questi anni specificatamente per la Laguna di Venezia e quelli presenti nell'ampia letteratura mondiale al riguardo confermano, infatti, che tali sistemi si caratterizzano per un'ampia variabilità sia nell'arco dell'anno, sia nel corso degli anni. Per quanto riguarda gli aspetti macroscopici, significative possono essere le variazioni delle estensioni e le densità che caratterizzano queste praterie oltre al variare dei rapporti intraspecifici tra le varie specie.

Questa fase preliminare di analisi dei dati pregressi, che nel Disciplinare Tecnico viene definita FASE A, ha inoltre lo scopo di indirizzare le scelte operative che verranno definite in modo dettagliato nella Pianificazione Operativa quali:

- la scelta della bocca di porto;
- la scelta delle stazioni di controllo;
- i criteri di valutazione e confronti tra i dati;
- il piano di campionamento e tempistica.

1.2 Valutazione dei dati pregressi

La valutazione dei dati pregressi sarà essenzialmente organizzata analizzando i lavori esistenti secondo il seguente schema:

- inquadramento generale delle fanerogame marine e loro caratteristiche principali;
- raccolta dei dati storici sulle fanerogame marine nella Laguna di Venezia sino al 1990;
- dati MAV-CVN sulle mappature delle praterie a fanerogame del 1990;
- dati MAV-CVN in relazione ai monitoraggi pluriennali MELa2;
- dati MAV-CVN relativi allo studio B.6.78/I specifico per le tre bocche di porto;
- dati di letteratura specifici riguardanti la laguna utili ad interpretare la variabilità di questi sistemi comprensiva delle problematiche relative alla torbidità delle acque e dei fenomeni sedimentari.

Questa disamina, per quanto possibile e per quanto lo permetterà la tipologia e la struttura dei dati disponibili, sarà focalizzata per le tre bocche di porto e sarà mirata ad individuare dei range di variabilità “naturali” all’interno dei quali è possibile osservare la fluttuazione dei principali indicatori strutturali delle praterie a fanerogame.

2. LE FANEROGAME MARINE: FUNZIONI ECOLOGICHE E RELAZIONI CON L'AMBIENTE

Le fanerogame marine sono macrofite acquatiche dotate di apparato radicale che compiono l'intero ciclo vitale immerse in acqua, popolando i fondali costieri e lagunari e che, in condizioni ambientali favorevoli, possono dar luogo ad ampie praterie sommerse. Sono ampiamente diffuse nelle aree litoranee di ogni latitudine, se si fa eccezione per quelle nettamente polari, e il loro successo nell'ambiente subacqueo è dovuto fondamentalmente allo sviluppo di adattamenti morfologici e fisiologici. Den Hartog (1970) ne elenca quattro:

- 1) l'adattamento all'ambiente salino;
- 2) l'habitus idrofitico, cioè l'adattamento alla sommersione;
- 3) la capacità di resistenza all'azione del movimento ondoso e delle correnti di marea;
- 4) l'impollinazione e la disseminazione idrofile.

Nell'insieme si tratta di una cinquantina di specie, raggruppate in 12 generi. Sette di questi sono presenti esclusivamente in aree tropicali, mentre i cinque restanti sono propri delle aree temperate.

In Mediterraneo sono presenti cinque specie appartenenti a quattro generi: *Posidonia*, *Halophyla*, *Zostera*, *Cymodocea* e *Ruppia*. In Adriatico sono presenti: *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, *Zostera noltii* Hornemann (oggi *Nanozostera noltii* Hornemann (Tomlinson & Posluszny), *Zostera marina* Linnaeus e *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson. Nelle lagune dell'alto Adriatico e nelle aree vallive è presente anche il genere *Ruppia*.

Nella Laguna di Venezia le fanerogame marine che si sono adattate a vivere nelle acque del piano mesolitorale e infralitorale sino alla profondità di 3.5-4.0 m, dando luogo alla formazione di praterie sommerse, sono: *Zostera noltii*, *Zostera marina* e *Cymodocea nodosa*. Il genere *Ruppia* è invece presente con continuità solamente nelle aree vallive poste ai margini della laguna nord e sud e con discontinuità anche in aree lagunari limitrofe alle Valle Millecampi.

La loro presenza in Laguna è stata segnalata in passato da molti naturalisti nonostante la precisa localizzazione fosse nota solamente per alcune stazioni (Benacchio, 1938; Bèguinot, 1913 e 1941; Vatova, 1949b; Pignatti, 1953 e 1966; Simonetti, 1966 e 1973). In queste occasioni, però, non sono mai state registrate né la localizzazione precisa, né l'estensione degli insediamenti delle tre specie; non sono stati raccolti dati quantitativi relativi alla densità spaziale né aspetti qualitativi della vegetazione che potessero essere messi in rapporto con le caratteristiche generali dei siti, in particolare con quelle fisiche del piano sedimentario.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Vari elementi indicano che, anche nella Laguna di Venezia, le fanerogame marine hanno subito una forte riduzione, fenomeno che si è andato manifestando dalla metà degli anni '30 in tutto il Mediterraneo e altrove. Nello specifico per la laguna di Venezia, le cause che hanno portato a questa regressione sono probabilmente riconducibili ai seguenti fattori:

- modificazione dei sedimenti;
- degrado della qualità delle acque;
- aumento dei fattori erosivi (onde e coste);
- crescita ed accumulo massivo di alghe nitrofile;
- presenza di notevoli quantità di particolato sospeso nella colonna d'acqua, con conseguente aumento della torbidità;
- incremento della navigazione a motore;
- pesca abusiva sui fondali lagunari.

3. IL MAPPAGGIO DELLE FANEROGAME MARINE DELLA LAGUNA DI VENEZIA DEL 1990

3.1 Distribuzione delle fanerogame

Agli inizi degli anni '90, il Magistrato alle Acque di Venezia e il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova hanno dato l'avvio ad una serie di studi e ricerche volti all'identificazione delle superfici lagunari coperte da insediamenti a fanerogame marine.

Nel 1990, nell'ambito dello studio A.3.16 1a Fase, (Magistrato alle Acque, 1991), sono state acquisite informazioni sulla composizione qualitativa e quantitativa dei popolamenti vegetali dei bassifondi della Laguna di Venezia (Figura 3-1). In particolare è stata prodotta una mappatura di tutti i popolamenti di fanerogame marine presenti in Laguna di Venezia; qui riportiamo in dettaglio le aree delle tre bocche di Porto (Figure 3-2 - 3-4). Essa è stata corredata degli elementi più importanti per valutare lo stato quali-quantitativo degli insediamenti (Caniglia et al., 1992) che sono direttamente riconducibili alle caratteristiche delle acque e dei sedimenti, relativi al momento del rilevamento.

Gli elementi che sono stati presi in considerazione sono stati:

- a) la distribuzione spaziale delle specie presenti, l'ampiezza delle aree di insediamento per ciascuna di esse, la densità media degli individui presenti per m² di superficie, nonché il valore di biomassa per ciascuna area;
- b) l'aspetto qualitativo, inteso come stato medio di qualità vegetazionale delle piante e ogni altro elemento di base in vista di un futuro studio del ritmo di accrescimento;
- c) altri parametri fondamentali, quali la granulometria dei sedimenti, la batimetria corrispondente e la trasparenza delle acque del battente sovrastante e quant'altro utile per acquisire informazioni sulla biologia e fenologia delle fanerogame presenti in Laguna.

I rilevamenti sul campo sono stati eseguiti "a vista" e le caratteristiche del materiale vegetale valutate mediante prelievi. Lo studio ha preso in considerazione l'intera Laguna di Venezia con esclusione delle valli da pesca arginate, di aree fortemente marginali, di canali urbani e lagunari con batimetria superiore a 4 m. Lo spazio restante (circa 41.000 ha), è stato suddiviso in griglie coprenti mediamente 3.700 ha ciascuna, costituenti le sub-aree da ispezionare. Le prospezioni necessarie per coprire l'intera superficie lagunare indicata sono state in totale 120 della durata media di una giornata ciascuna e condotte tra aprile e luglio del 1990.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

L'indagine ha permesso di confermare la presenza in Laguna delle tre specie di fanerogame *Zostera noltii*, *Zostera marina* e *Cymodocea nodosa*, tracciando per la prima volta una mappa completa e dettagliata della distribuzione di queste macrofite acquatiche. Di seguito vengono descritti gli ambiti di distribuzione di ciascuna specie.

Zostera noltii è risultata essere la specie più diffusa in Laguna, coprendo con i suoi popolamenti 4.235 ha, 1.430 dei quali costituiti da popolamenti puri e 2.805 da popolamenti misti (Figura 3-1). Rilevante è la copertura prodotta da questa specie nel bacino meridionale. Qui la sua distribuzione, pur non essendo uniforme, interessa, con diversi valori di estensione e densità degli insediamenti, buona parte dello spazio compreso tra il cordone lidense e il margine di gronda.

Nel bacino settentrionale la presenza di *Zostera noltii* è molto più limitata. Gli insediamenti di maggiore estensione (ma di ridotta densità) sono localizzati ai margini dell'Isola di S. Erasmo, dove possono assumere ancora la connotazione di vere praterie, così come in zone ancor più addentrate; nella restante parte del bacino settentrionale, però, si rinvengono aree a copertura limitata (10-100 m² al massimo) e per lo più puntiformi (1-10 m²).

Nel bacino centrale gli insediamenti sono ancor più ridotti. Quelli più significativi sono localizzati sui bordi di canali profondi con forti movimenti d'acqua (S. Nicoletto e Rocchetta), mentre altrove, si registrano ritrovamenti puntiformi.

Zostera marina ha le maggiori coperture localizzate nel bacino meridionale, dove forma praterie di notevole estensione. Complessivamente è presente in 3.635 ha, dei quali, 240 sono costituiti da popolamenti puri e 3.395 da popolamenti misti (Figura 3-1). La presenza di *Zostera marina* è risultata inferiore a quella di *Zostera noltii* ma, a sud del canale Malamocco-Marghera forma ricchi ed estesi popolamenti anche in associazione con quest'ultima. Nel bacino meridionale, l'esistenza di un settore centrale libero da insediamenti, quasi lungo l'intero percorso dei lidi fin verso l'area addentrata.

Nel bacino settentrionale *Zostera marina* costituisce insediamenti di piccola entità o addirittura semplicemente puntiformi (10-20 m²), distribuiti a partire dall'area di S. Nicolò - Isola delle Vignole - Canale di Treporti, fino alla zona interbarenale media, senza giungere tuttavia nelle sub-aree più interne. L'ampia valenza ecologica di questa idrofita è messa in evidenza dalla sua presenza sia ai margini del Porto di Lido, dove si rilevano alti valori di salinità, che in prossimità della immissione in Laguna del Canale Silone, quindi in subaree oligoaline.

Nel bacino centrale *Zostera marina* presenta una distribuzione ridotta e limitata a piccole aree quasi puntiformi nei pressi dell'area interna del porto canale di Malamocco. Ridotti insediamenti sono presenti sul lato Nord del primo tratto del Canale Malamocco - Marghera e lungo i margini dei Canali delle Scoasse e di S. Spirito.

Cymodocea nodosa è risultata la specie meno diffusa in Laguna di Venezia, essendo presente solo su 1.560 ha, 390 dei quali hanno popolamenti puri e 1.170 popolamenti misti (Figura 3-1). Il 93% circa della superficie colonizzata da questa specie, è presente nel bacino meridionale e il 7% circa è distribuito tra il bacino centrale e il bacino settentrionale.

Nel bacino meridionale gli insediamenti sono ampi ed estesi, puri o associati con *Z. noltii* e *Z. marina*, in aree poste più o meno a ridosso del cordone litoraneo interno da Ca' Roman fino all'ingresso del Porto - Canale di Malamocco. Rilevanti praterie sono presenti presso Forte S. Felice di Chioggia, Ca' Roman, Pellestrina e S. Pietro, in allargamento verso l'interno, senza tuttavia raggiungere aree veramente addentrate, salvo un'estensione di qualche ha, decorrente linearmente sul margine Sud del Fondo dei Sette Morti, con asse E-W.

Nel settore centrale della Laguna la presenza di tale specie è limitata al Canale Rocchetta e, con un piccolo popolamento puro, alle vicinanze dell'Isola di San Servolo.

Nel bacino settentrionale è stata rinvenuta esclusivamente in vicinanza della bocca di porto di Lido, nella zona litoranea di S. Nicoletto e delle Vignole. Non è mai stata rinvenuta, neppure con popolamenti puntiformi, nelle aree più interne della laguna Nord.

La superficie lagunare complessivamente coperta dalle fanerogame marine è risultata pari a 5480 ha, valore che corrisponde a poco più del 13% del totale degli spazi soggetti ad espansione di marea.

La distribuzione degli insediamenti a fanerogame nei tre bacini lagunari evidenzia differenze assai considerevoli e, sulla base della cartografia ottenuta, è possibile attribuire il 78% delle coperture rilevate al bacino meridionale, il 18% al bacino settentrionale e soltanto il 4% circa al bacino centrale.

In particolare si osserva che:

- il bacino meridionale presenta gli insediamenti più estesi e rigogliosi ai quali partecipano tutte e tre le specie. L'entità e la continuità degli insediamenti sono tali da poter essere definiti col termine classico di "praterie sommerse";
- il bacino settentrionale presenta insediamenti sparsi e di dimensioni ridotte, nella maggioranza a carattere strettamente localizzato o puntiforme (pochi metri quadri). Fanno eccezione alcuni siti corrispondenti a sponde di canali profondi, sia prossimi alla bocca di Lido che addentrate;
- il bacino centrale presenta le condizioni più critiche, con insediamenti che sembrano mostrare carattere relitto e, anche in questo caso, posti sempre a ridosso del litorale lidense.

Per quanto attiene in modo specifico ai settori lagunari di competenza delle tre bocche di porto (Figure 3-2 - 3-4), si può notare come nella bocca di Lido la fanerogama con maggiore

copertura sia *Z. noltii* che occupa con regolarità i fondali intertidali soprattutto dell'area del Bacàn. Limitata ma significativa è la presenza soprattutto di *Z. marina* che raramente colonizza fondali francamente sabbiosi. Nella bocca di porto di Malamocco i cui fondali sono prevalentemente nel piano mesolitorale, sono estese le coperture soprattutto di *Z. marina* e *Z. noltii* che spesso convivono in associazioni miste tra loro. *Cymodocea nodosa* è presente soprattutto nei margini dei canali, sulla gengiva e nelle aree interne adiacenti con coperture però nettamente inferiori alle altre due specie. Nella bocca di Chioggia le coperture delle tre fanerogame risultano più equilibrate, con *C. nodosa* prevalente nelle aree di entrata della bocca o ai margini dei canali dove i sedimenti sono francamente sabbiosi, *Z. marina* nelle aree più interne e nei fondali del mesolitorale e nei sedimenti siltoso-sabbiosi e siltosi, e *Z. noltii* nei fondali prettamente intertidali.

3.2 Le caratteristiche fenologiche

Per la prima volta, nell'ambito dell'indagine sulla distribuzione delle fanerogame marine del 1990, è stato condotto uno studio sulla fenologia delle tre specie rinvenute. In particolare, sono stati considerati parametri quali la biomassa e la produttività primaria ad esse associate (Magistrato alle Acque, 1991; Caniglia et al., 1992).

I principali risultati di quest'indagine sono riassunti nella tabella 3-1 nella quale è rappresentato l'intervallo di variabilità dei singoli parametri in un periodo compreso tra la fine della primavera e l'estate, non riferibili ad uno specifico punto della laguna o in particolare alle aree delle tre bocche di porto in quanto rappresentano un range di variabilità su scala lagunare.

Durante lo studio del 1990, sono state effettuate analisi granulometriche dei substrati che hanno permesso di definire gli habitat preferenziali delle tre specie.

È emerso che, le esigenze in fatto di granulometria e tessitura dei substrati risultano ben diversificate; *Zostera noltii* prevale sui sedimenti nettamente limosi, *Zostera marina* sui fondali a sabbie limose e *Cymodocea nodosa* esclusivamente su sedimenti ad alta o altissima componente sabbiosa (Figura 3-5).

Le esigenze sopra indicate spiegano le ragioni per cui:

- ampi spazi lagunari caratterizzati da sedimenti limoso – argillosi si presentano con insediamenti minimi o fortemente rarefatti, e sedimenti a netta prevalenza d'argilla si presentano in pratica del tutto privi d'insediamenti a fanerogame;
- *Zostera noltii* risulta la specie maggiormente rappresentata territorialmente e, nel complesso, su sedimenti a tessitura prevalentemente limosa;

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

- *Cymodocea nodosa* è localizzata esclusivamente nei pressi delle bocche portuali o in siti a forte idrodinamismo, in quanto i relativi sedimenti sono dotati delle massime percentuali di sabbia;
- *Zostera marina* si localizza in aree intermedie per caratteristiche dei sedimenti: bassa frazione argillosa e frazioni limose e sabbiose, rispettivamente, medie e massime.

Un fattore di rilevante importanza, direttamente collegato con la natura dei sedimenti e con l'idrodinamismo strettamente locale, è la torbidità delle acque. Qualunque sia la sua origine (da flussi terrigeni, da risollevarimento dei sedimenti o da presenza di blooms fitoplanctonici), riduce quantitativamente e qualitativamente le radiazioni luminose che arrivano sui piani di insediamento dei vegetali. *Zostera noltii* sembra essere la specie maggiormente resistente alla riduzione della trasparenza delle acque, anche perché si insedia in battenti idrici più modesti.

La ridotta presenza delle fanerogame marine nel bacino centrale e il fatto che queste non sono mai state trovate su fondali superiori a 3 m in tutta la Laguna di Venezia, può essere ricondotta, come ampiamente citato in vari lavori di riferimento, principalmente alla minor trasparenza delle acque (Dennison et al., 1993; Den Hartog, 1970; Duarte, 1991). Il ruolo della frazione pelitica, facilmente risolleavabile e disperdibile soprattutto con eventi meteomarinari quali i venti di Bora o di Scirocco, appare rilevante soprattutto nelle aree lagunari prive di fanerogame, da qui poi viene dispersa attraverso le maree anche in altri settori della laguna.

In base allo studio condotto nel 1990, la specie che si è dimostrata maggiormente eurialina è *Zostera marina*, seguita da *Zostera noltii*. La diffusione di queste due specie interessa tanto il bacino meridionale, quanto quello settentrionale e si spinge dalle aree prossime alle bocche di porto fino alle zone più interne. *Cymodocea nodosa* è specie tipicamente stenoalina e sembra esigere acque di buona purezza. È quasi del tutto assente nei bacini centrale e settentrionale e in quello meridionale è diffusa solo in aree con un buon ricambio idrico.

	Biomassa (g/m ²)		Produttività stagionale (aprile–novembre 1990)		Produttività giornaliera (gC/m ²)	
	min	max	g/m ²	gC/m ²	min	max
<i>Z.marina</i>	128	344	341	136	0,3	3,4
<i>Z. noltii</i>	55	357	242	96	0,6	1,8
<i>C. nodosa</i>	128	408	280	112	0,2	1,4

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

(i valori sono espressi in g. peso secco - periodo di campionamento primavera-estate 1990)

Tabella 3-1 Range di variabilità della biomassa e della produttività rilevata durante la mappatura delle fanerogame marine della laguna di Venezia del 1990.

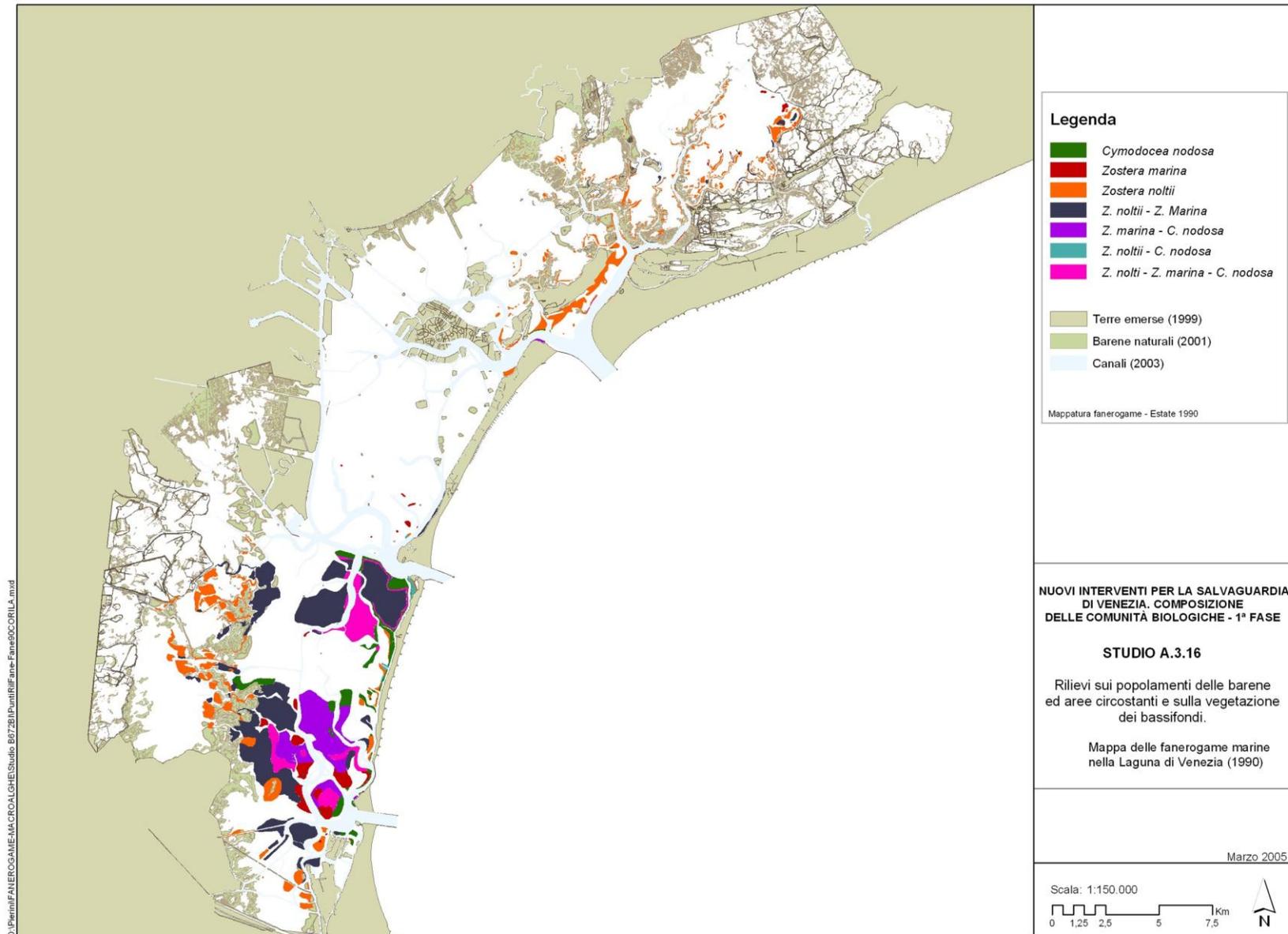


Figura 3-1 Distribuzione delle fanerogame marine in Laguna di Venezia del 1990 (Magistrato alle Acque, 1991).

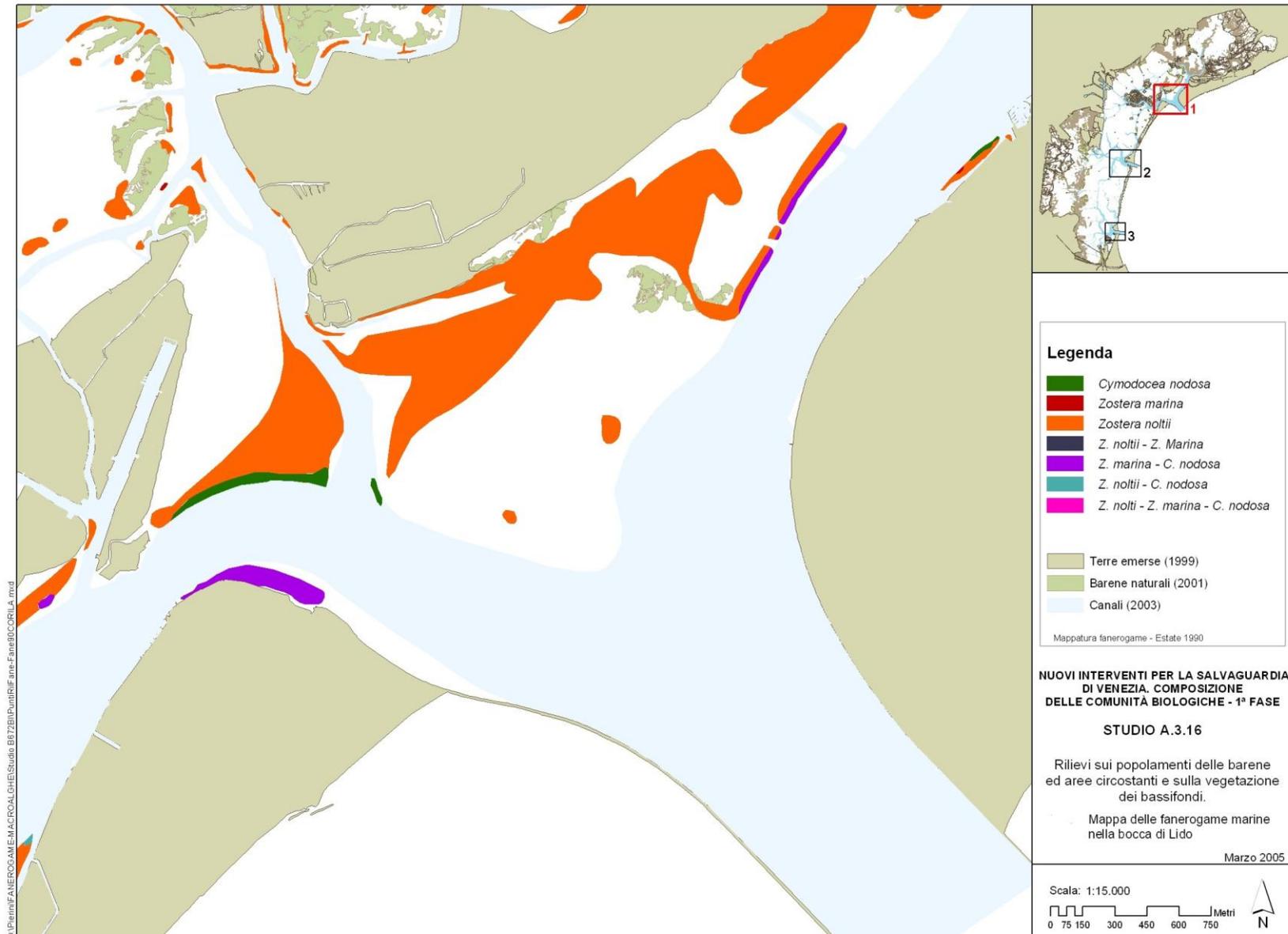


Figura 3-2 Distribuzione delle fanerogame marine nella bocca di porto di Lido del 1990 (Magistrato alle Acque, 1991).

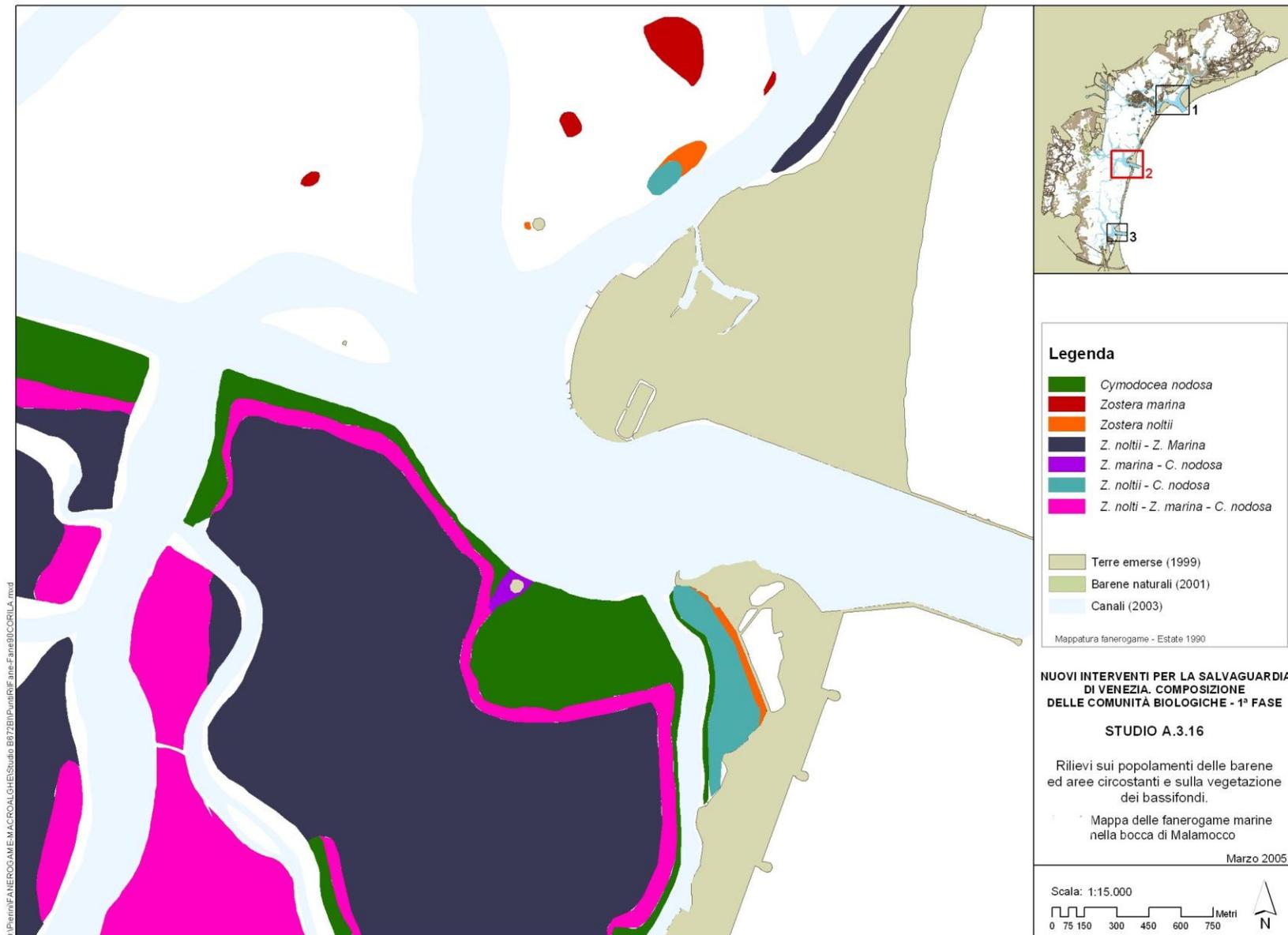


Figura 3-3 Distribuzione delle fanerogame marine nella bocca di porto di Malamocco (Magistrato alle Acque, 1991).

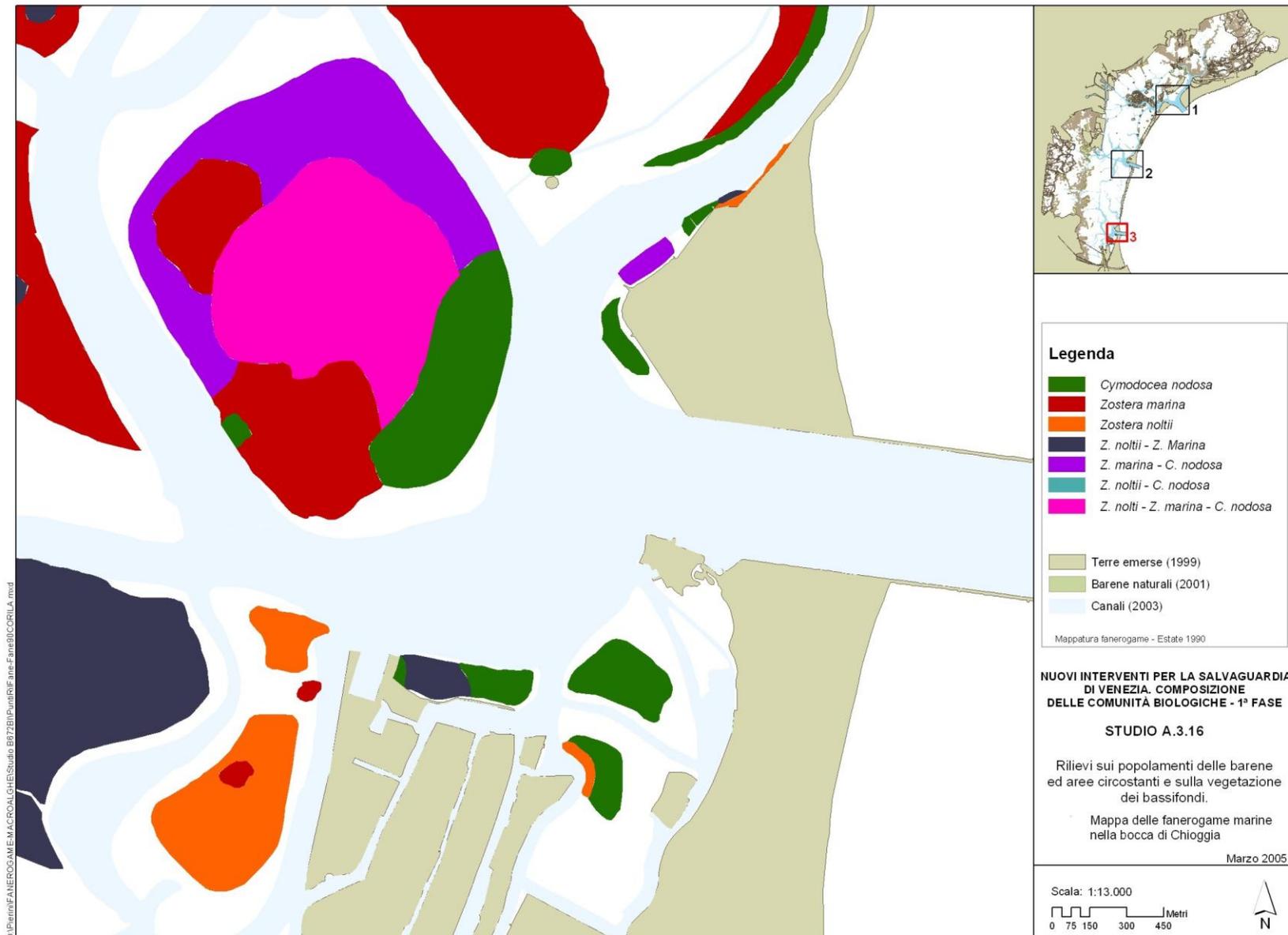


Figura 3-4 Distribuzione delle fanerogame marine nella bocca di porto di Chioggia (Magistrato alle Acque, 1991).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

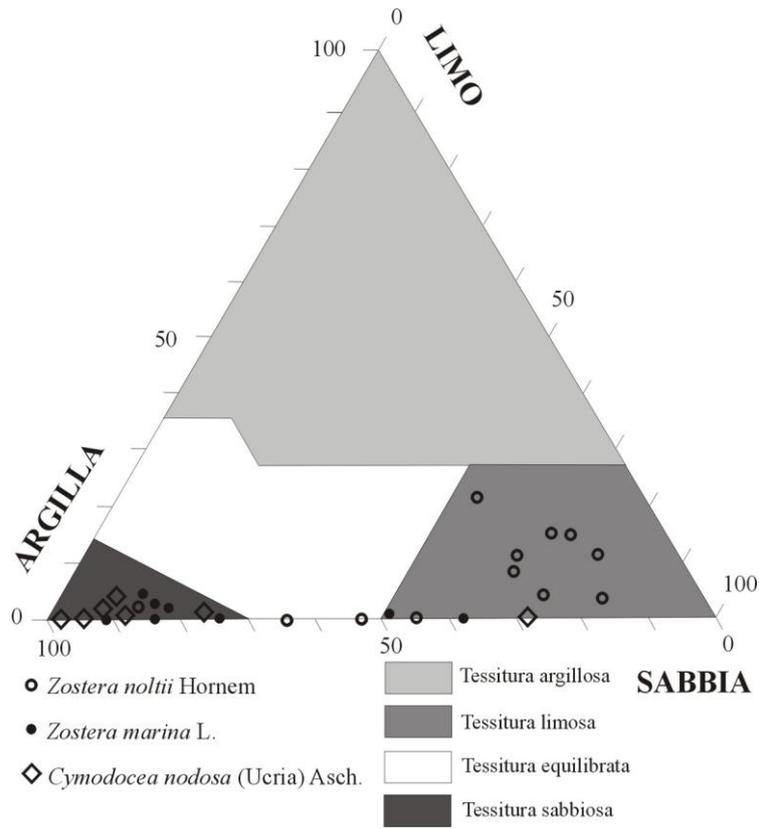


Figura 3-5 Distribuzione delle tre fanerogame marine nel diagramma delle classi tessiturali (da Caniglia et al., 1992).

4. STUDI, INDAGINI E RICERCHE TRA 1990 E IL 2002

4.1 Generalità

Dopo l'esecuzione della prima mappatura completa della distribuzione delle fanerogame marine nella Laguna di Venezia, l'orientamento di un certo numero di ricercatori che operano in questo campo è stato rivolto:

- alla valutazione della stabilità nel tempo delle praterie e degli insediamenti minori, anche in rapporto alle stagioni e avendo come punto di riferimento le informazioni acquisite con la mappatura del 1990;
- allo studio delle variazioni dell'estensione delle coperture e alla valutazione sia della stabilità nel tempo delle praterie e degli insediamenti minori, sia dei valori di produzione e di biomassa, in rapporto ai diversi parametri ambientali;
- alla fenologia di queste idrofite, avendo come riferimento, oltre alle informazioni acquisite durante le prospezioni che hanno portato alla mappatura generale del 1990, anche le poche informazioni relative agli anni precedenti;

4.2 Variazioni dell'estensione delle coperture a fanerogame marine

Le praterie marine a fanerogame sommerse possono subire variazioni, anche notevoli, dell'estensione degli insediamenti e della struttura dei popolamenti, intesa come rapporti tra le specie componenti. In vari paesi europei ed extra-europei, tenendo conto del fatto che queste variazioni possono intervenire anche a distanza di pochissimi anni (Vierhagen e Nienhuis, 1983), i monitoraggi di queste idrofite vengono ripetuti periodicamente, generalmente con scadenza annuale o biennale. La mappatura delle fanerogame marine è considerata uno strumento non secondario di valutazione biologica della qualità delle acque e dei fondali e, in senso più generale, rappresenta uno strumento utile alla gestione dei relativi bacini (Ferguson e Wood, 1990). Riportiamo di seguito le principali osservazioni che si possono desumere dai lavori svolti in quegli anni e che tra l'altro hanno preso in esame proprio le aree delle tre bocche di porto.

Porto canale di Malamocco

Proprio considerando la visione sopra esposta, Rismondo et al. (1995a; 1997) e Curiel et al. (1996b) hanno studiato l'andamento stagionale della colonizzazione a *Cymodocea nodosa* in un'area lagunare posta all'ingresso del Porto-Canale di Malamocco, strettamente a ridosso del litorale di Pellestrina. Qui sono stati eseguiti rilevamenti mensili, durante un completo ciclo annuale (Febbraio 1993-Febbraio 1994). Le osservazioni effettuate per

Cymodocea nodosa a conclusione dell'indagine annuale hanno confermato le caratteristiche di persistenza degli insediamenti già individuate nel 1990. La copertura massima globale è anzi incrementata, raggiungendo i 460 ha complessivi. Di questi, 144 ha sono puri e 316 ha sono misti, in prevalenza con *Zostera marina*. Le praterie continue sono risultate pari a 290 ha e quelle discontinue a 170 ha.

Porto canale di Lido

La distribuzione delle fanerogame marine nell'area antistante l'ingresso del porto canale di Lido, a ridosso dell'isola di Sant'Erasmo (Figura 4-1), è stata riesaminata nel mese di agosto del 1997 da Tagliapietra et al. (1999), utilizzando la stessa tecnica di rilevamento utilizzata in Magistrato alle Acque (1991). I caratteri generali della colonizzazione a fanerogame marine, registrati in occasione della prima mappatura (Caniglia et al., 1990), sono stati confermati anche in questo caso. Infatti, come per Malamocco, è stata messa in evidenza una significativa espansione della distribuzione complessiva colonizzata nel 1997 rispetto al dato del 1990. È però necessario tener presente che nelle indagini del 1990 non sono stati considerati i popolamenti situati su fondali più profondi di 2 m.

Secondo le nuove osservazioni la copertura vegetale globale è passata da 110 ha a 157 ha, con un incremento di circa il 47%. Il massimo incremento ha riguardato *Cymodocea nodosa*, passata da circa 9 ha a 40 ha, con un aumento di oltre il 300%. *Zostera marina* ha raddoppiato la sua copertura, passando da 6 ha a 12 ha e *Zostera noltii*, pur rimanendo la specie a maggior diffusione nel complesso, ha avuto l'incremento più modesto, passando da 95 ha a 105 ha.

L'incremento globale e quello delle singole specie deporrebbero, quindi, non solo per una stabilità della presenza, ma per una netta tendenza all'espansione complessiva della superficie colonizzata.

Ulteriori aggiornamenti, per l'area della bocca di Lido e specificatamente per la palude del "Bacàn" (Figura 4-2) è presente nel rilievo della distribuzione delle fanerogame marine eseguito nell'ambito del progetto esecutivo "Insula S. Erasmo" (Magistrato alle Acque, 1999a; 1999b). I rilievi, condotti nell'estate del 1999, hanno evidenziato la presenza di tutte e tre le specie di interesse lagunare *Zostera marina*, *Zostera noltii* e *Cymodocea nodosa*. La specie predominante per estensione si conferma essere *Zostera noltii* mentre *Cymodocea nodosa* ha evidenziato una buona stabilità e stato di salute e con densità paragonabile a quella delle praterie della Laguna Sud, che sono da considerarsi in condizioni ottimali. Per *Zostera marina*, invece, si è registrato un regresso, rispetto ai dati di Tagliapietra et al. (1999), ed essa si presenta unicamente con popolamenti puntiformi, al massimo del diametro di 20-25 metri lungo il bordo del Canale di Treporti, più a nord delle praterie sopra citate, in posizione compresa tra l'isola del Bacàn e la barena esistente nei fondali antistanti S. Erasmo. L'esame

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

dei risultati della mappatura del 1990 (Magistrato alle Acque, 1991; Caniglia et al., 1990), confrontati con l'attuale mappaggio, evidenzia profonde modificazioni dei popolamenti dei fondali antistanti l'isola di S. Erasmo. In generale queste possono essere riassunte in una notevole riduzione delle coperture a *Zostera noltii* e in un sensibile incremento di quelle a *Cymodocea nodosa*.

Per quanto riguarda *Zostera noltii*, si è evidenziato, dopo la mappatura del 1990, una completa scomparsa nella porzione settentrionale del bassofondo antistante S. Erasmo. Anche i popolamenti prima segnalati lungo il Canale di Crevàn sono completamente assenti. Nella porzione sud, invece, i popolamenti rilevati non presentano una copertura significativamente modificata rispetto al 1990. I dati citati di Tagliapietra et al. (1999) confermano questa tendenza, poiché riportano una presenza, per questa specie, già minore rispetto al '90.

Per quanto riguarda *Cymodocea nodosa*, il mappaggio del 1990 aveva rilevato solamente una limitata copertura sulla secca del Bacàn, lungo il bordo del Canale di S. Nicolò. Già la citata indagine del 1997 consentiva di apprezzarne la tendenza all'incremento, in entrambi i lati della secca, così come confermato dal presente intervento. Tenuto conto dell'imprecisione delle precedenti mappature, non dedicate specificatamente all'indagine di un'area, non è possibile riportare variazioni di ampiezza delle praterie, ma certamente la situazione attuale rende conto di una notevole presenza di questa specie.

Questi cambiamenti nella distribuzione e abbondanza delle specie fanno ritenere che siano in atto processi di accumulo di materiali sabbiosi, sui quali *Cymodocea nodosa* prolifera a scapito di *Zostera noltii*. Complessivamente, i fondali antistanti l'isola di S. Erasmo ospitano ampie praterie di queste due specie, elemento che conferisce grande valore naturalistico a tutto il complesso di velme e fondali considerato (Magistrato alle Acque, 1999a; 1999b).

Porto canale di Chioggia

La distribuzione delle fanerogame nella Laguna meridionale è stata documentata da Scarton et al. (1995) che hanno prodotto una cartografia che evidenzia variazioni rispetto alle precedenti indagini (Caniglia et al., 1992). Il mappaggio, riportato a confronto con il precedente del 1990 nelle figure 4-3, 4-4 e 4-5, è stato eseguito nel periodo marzo-aprile 1994.

Rispetto alla precedente situazione, si osserva un incremento della superficie di oltre 100 ettari, pari al 7.6% della superficie complessiva (Tabella 4-1). Il dato è limitato in termini percentuali, ma rappresenta una considerevole superficie, tenuto conto della scarsità delle aree potenzialmente colonizzabili in Laguna. L'aumento della superficie si deve

esclusivamente ai popolamenti di *Zostera marina* che si sono ulteriormente estesi, mentre le altre due specie (*Zostera noltii* e *Cymodocea nodosa*) risultano diminuite. In termini percentuali la contrazione maggiore è a carico di quest'ultima specie.

Si è osservato, inoltre, che la composizione dei popolamenti continui è variata significativamente: si è verificato un aumento dei popolamenti puri e di quelli discontinui e una contrazione di quelli continui. L'espansione dei popolamenti discontinui è probabilmente correlabile con la generale tendenza all'espansione delle praterie, che si manifesta con un'occupazione progressiva di nuove aree e solo in un secondo momento con la completa copertura del fondale. L'incremento della superficie complessiva dimostra che le praterie sommerse di quest'area della Laguna di Venezia si trovano in condizioni ottimali e seguono un processo dinamico di insediamento o reinsediamento in aree precedentemente prive di copertura.

4.3 Produzione, biomassa e fenologia degli insediamenti a fanerogame marine lagunari

Dopo il mappaggio del 1990 delle fanerogame marine in Laguna, sono iniziate una serie di ricerche sulla fenologia delle specie esistenti; infatti, lo studio di parametri quali la biomassa, la produzione o la densità dei ciuffi, può aiutare ad evidenziare relazioni tra queste macrofite acquatiche e alcuni parametri ambientali (idrodinamismo, batimetria e tessitura del substrato). Vengono di seguito brevemente descritti i risultati di recenti ricerche sull'argomento, eseguite in diverse aree del bacino lagunare.

Porto canale di Malamocco

Nell'ambito delle indagini condotte da Rismondo et al. (1995a; 1997) e Curiel et al. (1996b) sull'andamento stagionale della colonizzazione a *Cymodocea nodosa* in un'area del bacino meridionale della Laguna prossima alla bocca di porto, la scansione mensile delle misure ha consentito di rilevare le variazioni stagionali che sono risultate molto evidenti tanto in termini di sviluppo di germogli che di valori di biomassa.

Il massimo incremento dei parametri considerati si verifica in luglio. In questo mese si registra il massimo numero di germogli (2.300/m² circa), valore che scende gradatamente fino a 1.200/ m² tra agosto e dicembre e 800/m² tra gennaio e maggio. In luglio si registrano pure i massimi valori di biomassa, considerati per le tre frazioni: radici, rizomi e foglie, come risulta dai grafici della figura 4-6. I coefficienti di variazione annuale della biomassa raggiungono il 101% per il comparto fogliare, il 25% per i rizomi e il 55% per le radici. I valori di biomassa registrati a Malamocco (800 g/m², peso secco) superano di tre

volte quelli riportati per le altre località del Mediterraneo (Mar Menor, costa mediterranea della Spagna e Foce del fiume Ebro). I valori delle dimensioni e della densità fogliare, (che presentano i massimi in giugno, figura 4-7) sono da due a quattro volte superiori a quelli raggiunti nelle citate località costiere spagnole.

Sempre in questo filone di studi si inseriscono due lavori, uno di Sfriso e Ghetti (1998) e uno di Sfriso et al., (2004) che hanno studiato le variazioni della biomassa, della produzione e dei parametri morfometrici nell'area di Petta di Bo (*Z. marina*, *Z. noltii* e *C. nodosa*) (Figure 4-8 e 4-9) e nella bocca di Lido (*C. nodosa*) (Figura 4-10). In media la biomassa dell'apparato fogliare di *Zostera marina* e *Zostera noltii* è risultata due volte più elevata di quella di rizomi e radici, mentre per *Cymodocea nodosa* le biomasse dei ciuffi e quelle di rizomi e radici sono risultate simili. Gli autori mettono in evidenza, per quanto riguarda il parametro biomassa, le variazioni che si hanno nell'arco dell'anno permettendo di cogliere le differenze tra le tre fanerogame.

Un recente studio ha esaminato nella bocca di porto di Malamocco e nella bocca di Chioggia le variazioni fenologiche e l'epifitismo in due praterie pure ed omogenee a *Cymodocea nodosa* e *Zostera marina* (Drago, 2002). Nella bocca di Malamocco è stata campionata la specie *Cymodocea nodosa*, ai lati del Canale Malamocco-Marghera (Canale dei Petroli) mentre nella bocca di Chioggia (Ca' Roman) è stata campionata la specie *Zostera marina*. Le quattro campagne hanno avuto scadenza stagionale e sono state condotte tra maggio 2000 e febbraio 2001. Tra i parametri considerati e utili per un confronto, consideriamo (Tabella 4-2; Figura 4-11):

- la densità dei ciuffi (n. ciuffi/m²);
- la biomassa di foglie, rizomi, radici e totale (g.p.s./m²);
- il valore percentuale della superficie fotosinteticamente attiva, L.A.I. (m²/m²);
- l'epifitismo delle lamine fogliari.

Tali dati indicano che la biomassa di *Cymodocea nodosa* risulta mediamente doppia rispetto a quella di *Zostera marina*; l'analisi differenziata a livello di biomassa ha evidenziato andamenti stagionali diversi anche per le tre componenti (foglie, rizomi e radici) delle due specie. In *Cymodocea nodosa*, la biomassa dei rizomi e delle radici influisce notevolmente sulla biomassa totale, mentre in *Zostera marina* la componente fogliare appare costante e prevalente in ogni periodo dell'anno.

I dati di densità dei ciuffi fogliari mostrano per *Cymodocea nodosa* valori nettamente superiori a quelli di *Zostera marina* per ogni periodo dell'anno; per *Zostera marina*, inoltre, è

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

evidenziata una stagionalità meno marcata, se comparata con quella di *Cymodocea nodosa*, in accordo con quanto rilevato sempre per la Laguna di Venezia da Rismondo et al. (1995b).

Il confronto tra le due fanerogame denota come *Zostera marina*, specie di origine atlantica, presenti valori di L.A.I. sempre maggiori di *Cymodocea nodosa* in primavera, autunno ed inverno, mentre in estate è proprio quest'ultima ad avere il valore più elevato in accordo con la sua maggiore densità fogliare e dimensioni delle foglie che in laguna di Venezia risultano particolarmente elevate.

Di particolare interesse è il fatto che in questo lavoro sono riportati anche dati relativi all'epifitismo algale e zoobentonico delle lamine fogliari delle due fanerogame marine.

	Popolamenti puri (ha)		Variazione % 1990-1994	Popolamenti continui (ha)		Variazione % 1990-1994
	1990	1994		1990	1994	
<i>C. nodosa</i>	66	123	86,4	206	93	-54,9
<i>Z. marina</i>	222	624	281,1	314	88	-72,0
<i>Z. noltii</i>	57	67	17,5	91	28	-69,2

Tabella 4-1 Valori di copertura delle fanerogame marine rilevate nella bocca di Porto di Chioggia relativi ai lavori di Caniglia et al., 1992 e Scarton et al., 1995.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

	Prateria a <i>Cymodocea nodosa</i>		Prateria a <i>Zostera marina</i>	
	min (valore medio)	max (valore medio)	min (valore medio)	max (valore medio)
Fanerogame				
Densità ciuffi (n°ciuffi/m ²)	946 (autunno)	1446 (estate)	354 (autunno)	541 (primavera)
Biomassa tot. (g.p.s./m ²)	399,4 (primavera)	813,8 (estate)	205,9 (inverno)	472,7 (estate)
L.A.I.* (m ² /m ²)	0,37 (primavera)	4,82 (estate)	1,02 (primavera)	2,26 (estate)
Epibionti				
% sup. fogliare epifitata	0,05 (inverno)	2,83 (autunno)	0,08 (inverno)	0,42 (estate)
Epifauna				
Abbondanza totale (N. ind./m ²)	327 (autunno)	1587 (primavera)	478 (inverno)	1850 (primavera)
Biomassa totale (g.p.s./m ²)	2,36 (estate)	32,52 (primavera)	4,2 (inverno)	15,7 (primavera)
N. epifite totale				
N. epifite totale	5 (primavera)	14 (estate)	7 (inverno)	16 (estate)

Tabella 4-2 Valori di alcuni parametri strutturali relativi alle fanerogame *Cymodocea nodosa* e *Zostera marina*, agli epibionti, all'epifauna e all'endofauna associati, nelle due praterie considerate (Drago, 2002).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

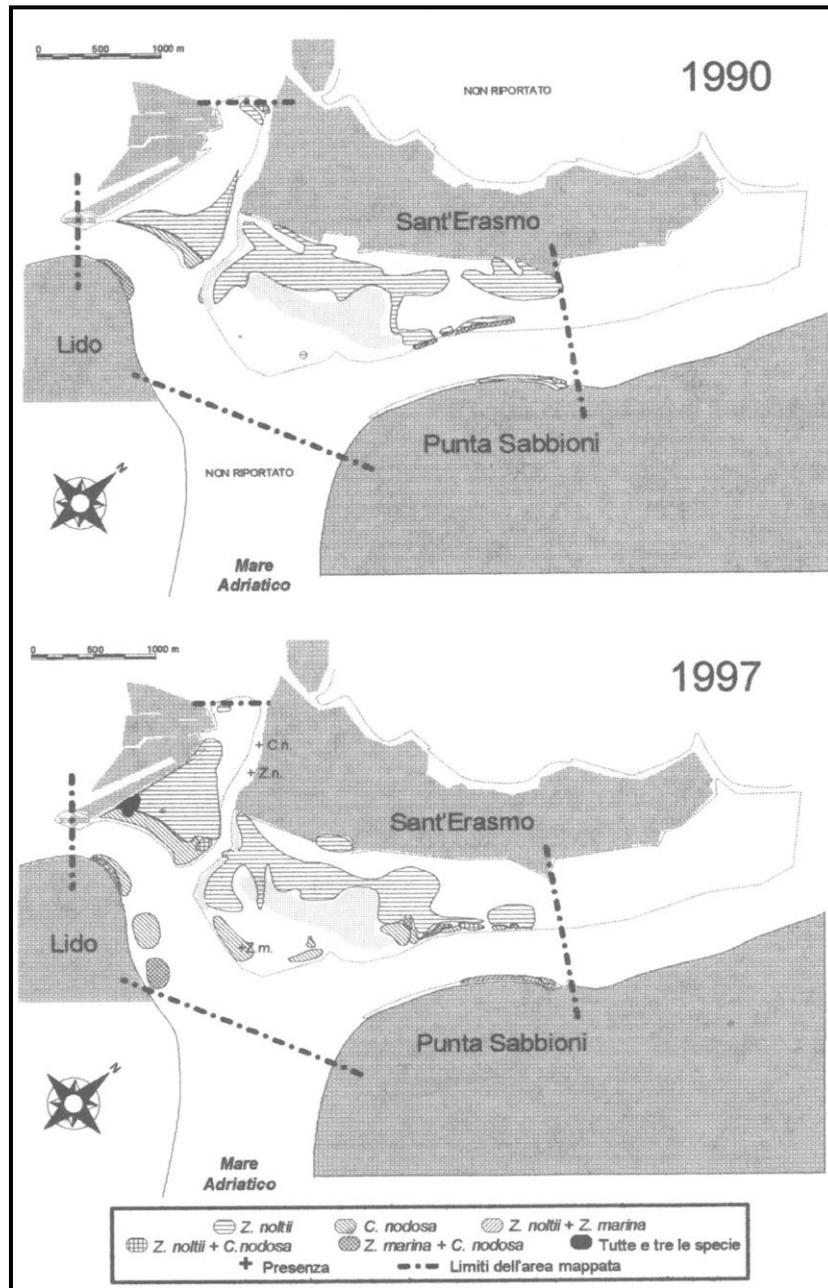


Figura 4-1 Confronto tra le mappature delle fanerogame marine del 1990 e del 1997 nell'area antistante il Porto del Lido (da Tagliapietra et al., 1999).

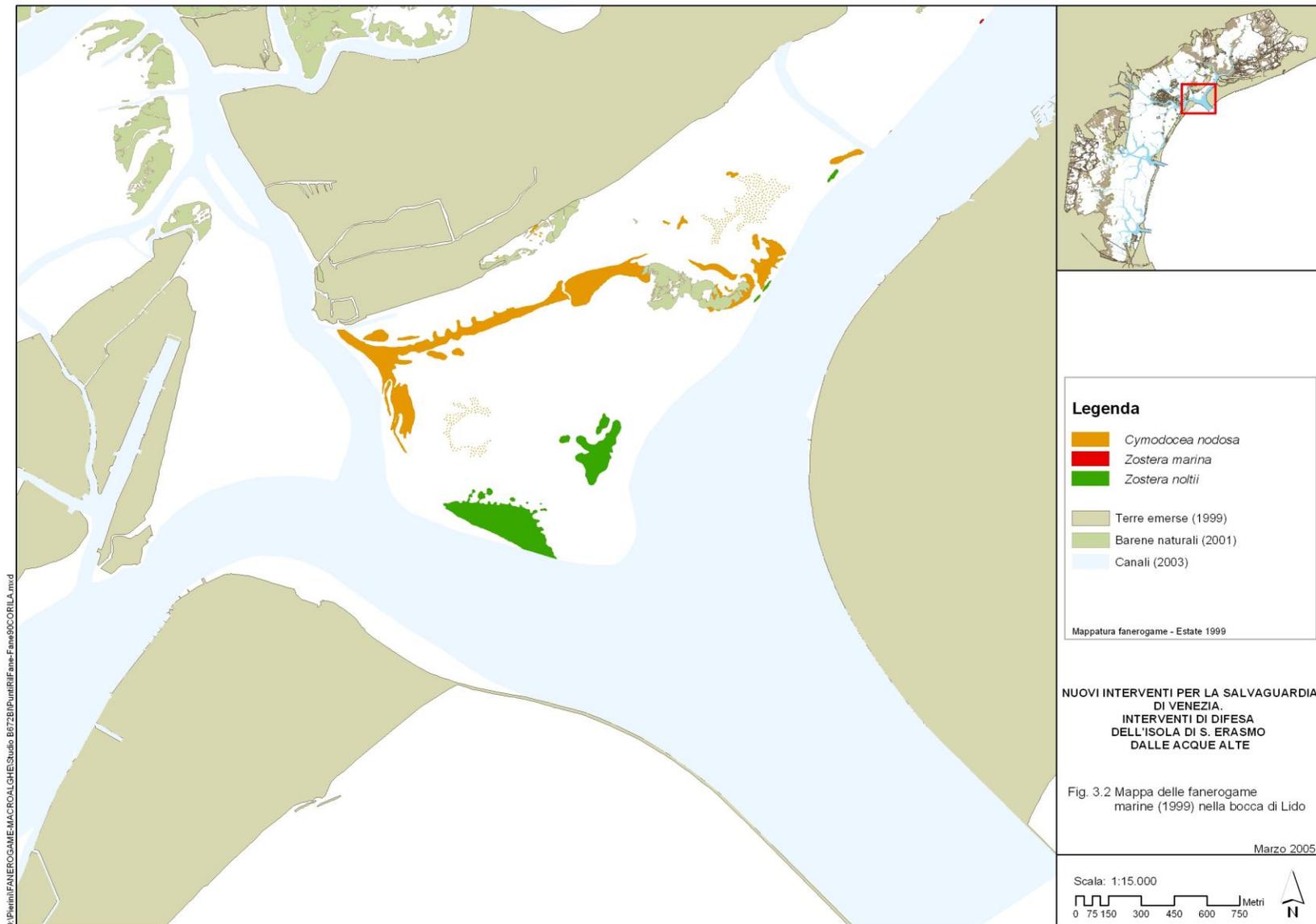


Figura 4-2 Distribuzione delle fanerogame marine della mappatura del 1999 eseguite nell'ambito del progetto Insula "S. Erasmo" (Magistrato alle Acque, 1999).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

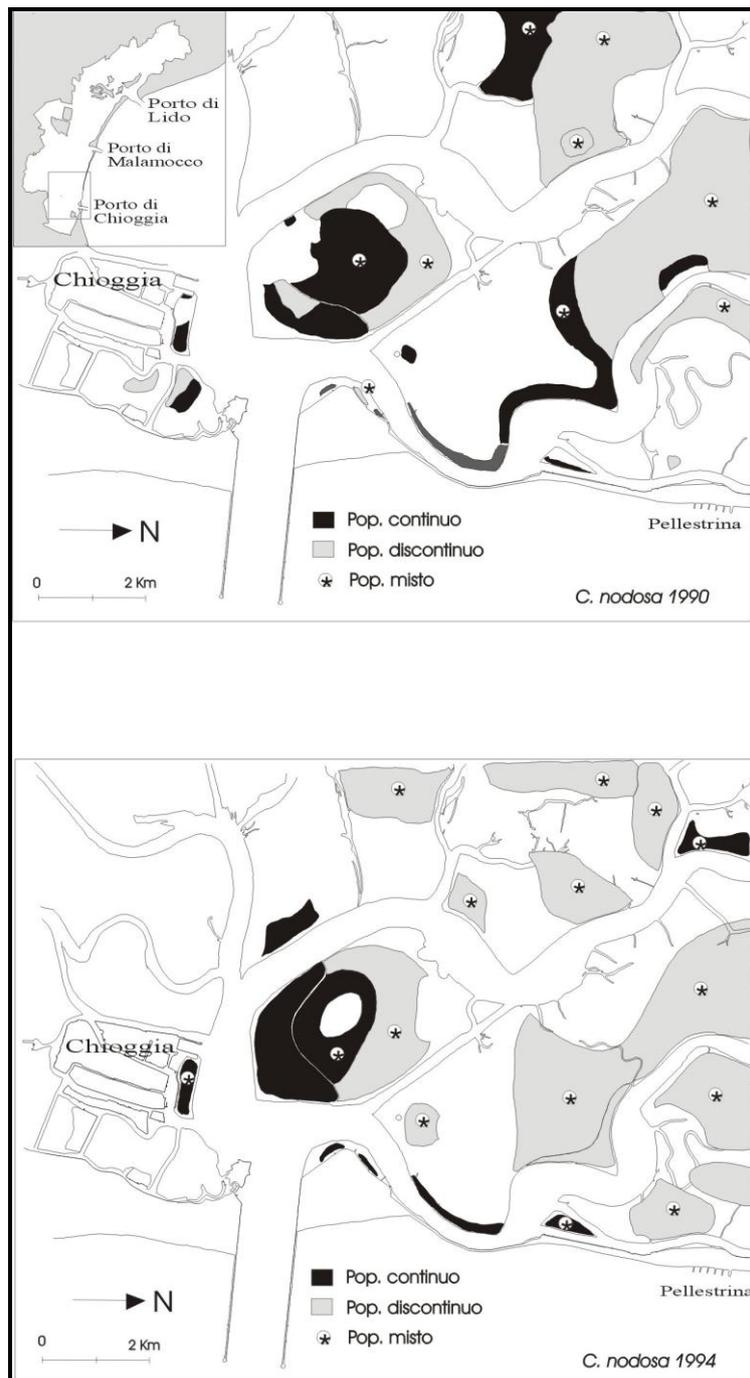


Figura 4-3 Distribuzione di *Cymodocea nodosa* nel mappaggio del 1990 (in alto) e del 1994 (in basso) (da Scarton et al., 1995).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

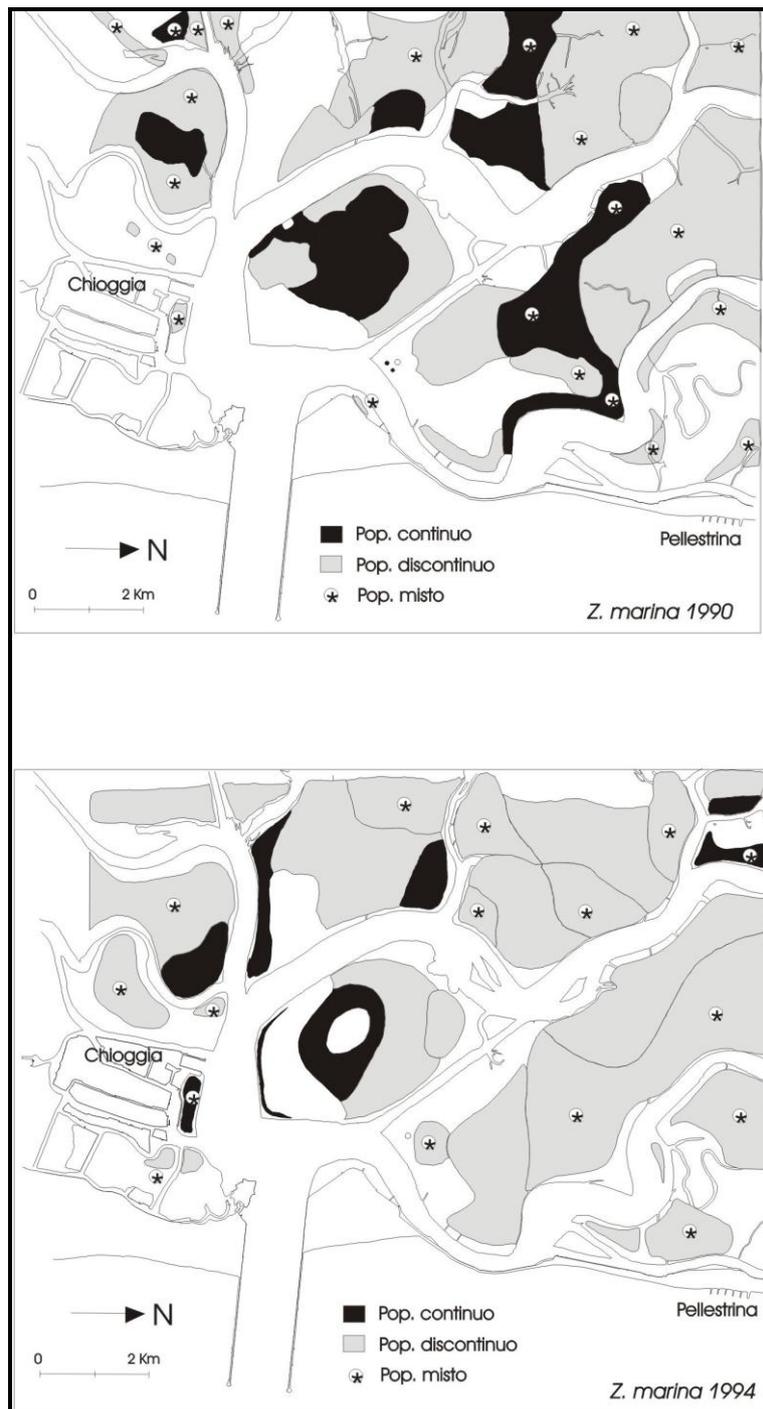


Figura 4-4 Distribuzione di *Zostera marina* nel mappaggio del 1990 (in alto) e del 1994 (in basso) (da Scarton et al., 1995).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

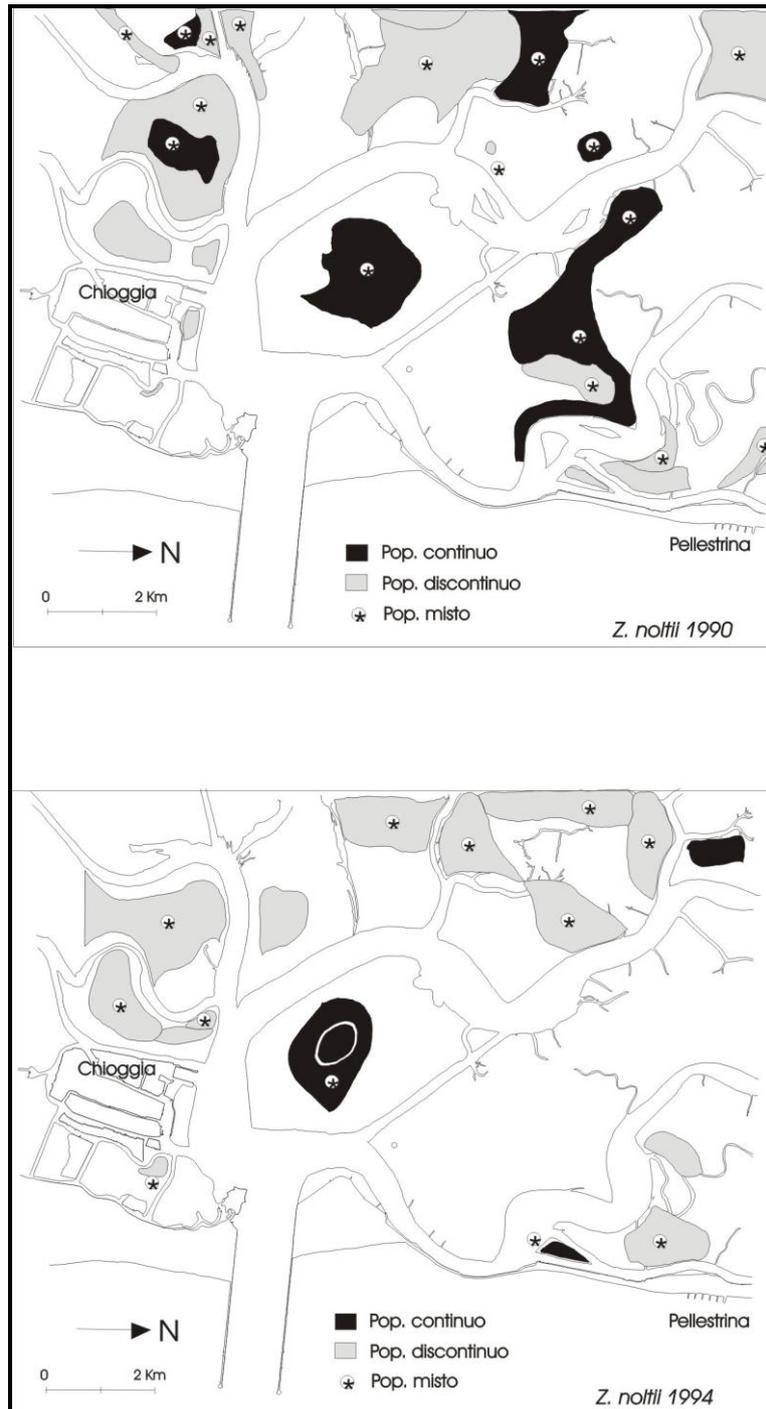


Figura 4-5 Distribuzione di *Zostera noltii* nel mappaggio del 1990 (in alto) e del 1994 (in basso) (da Scarton et al., 1995).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

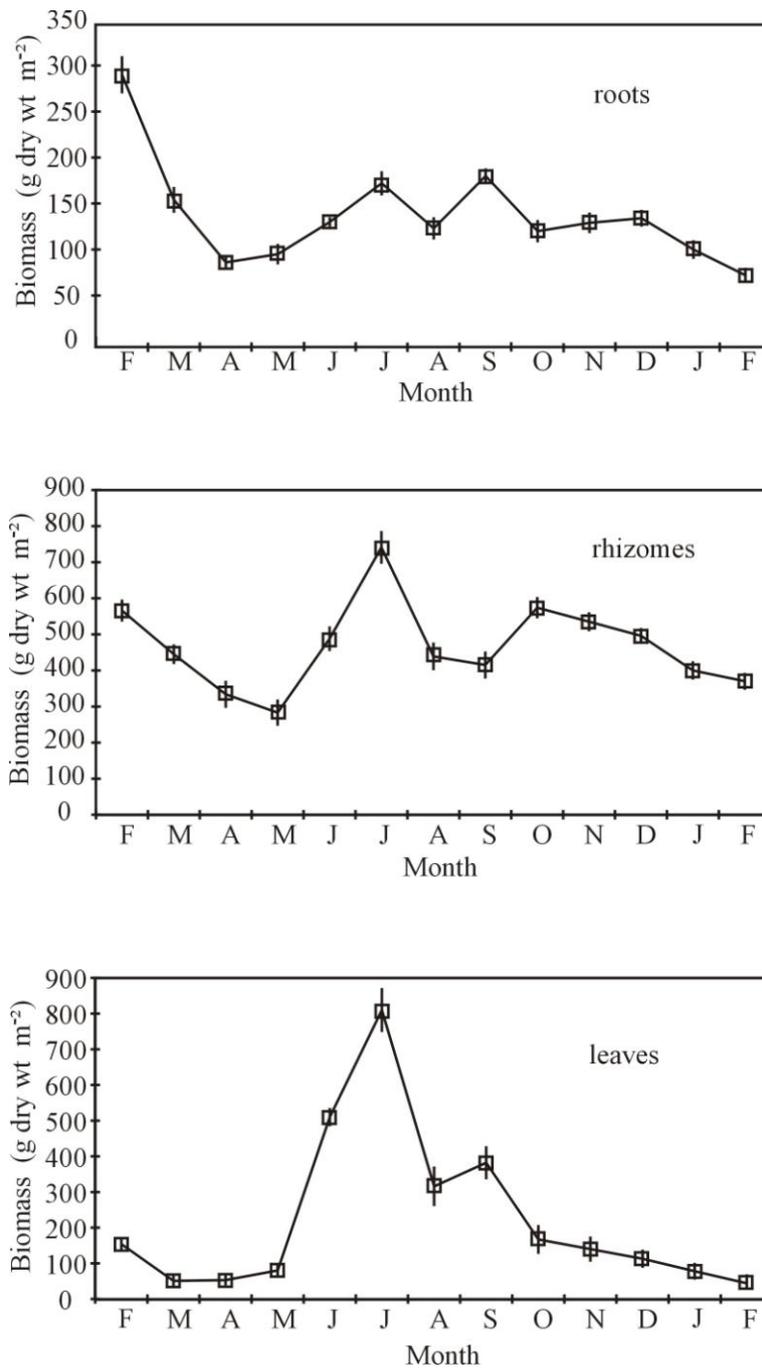


Figura 4-6 Parametri fenologici per *Cymodocea nodosa* dell'area di Malamocco. Andamento della biomassa, delle radici, dei rizomi e delle foglie nell'arco di un anno (da Rismondo et al., 1997).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

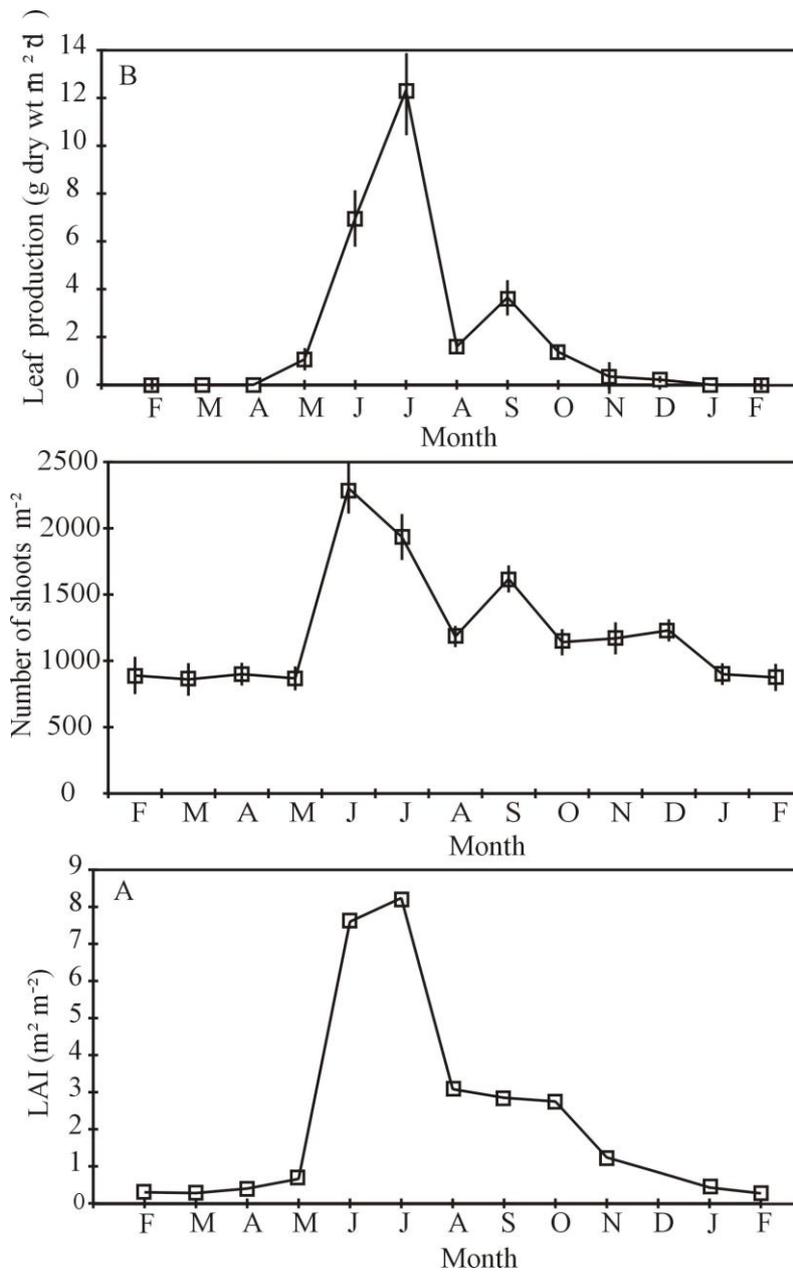


Figura 4-7 Parametri fenologici per *Cymodocea nodosa* dell'area di Malamocco. Variazione della produzione fogliare, della densità dei ciuffi fogliari e del L.A.I. nell'arco di un anno (da Rismondo et al., 1997).

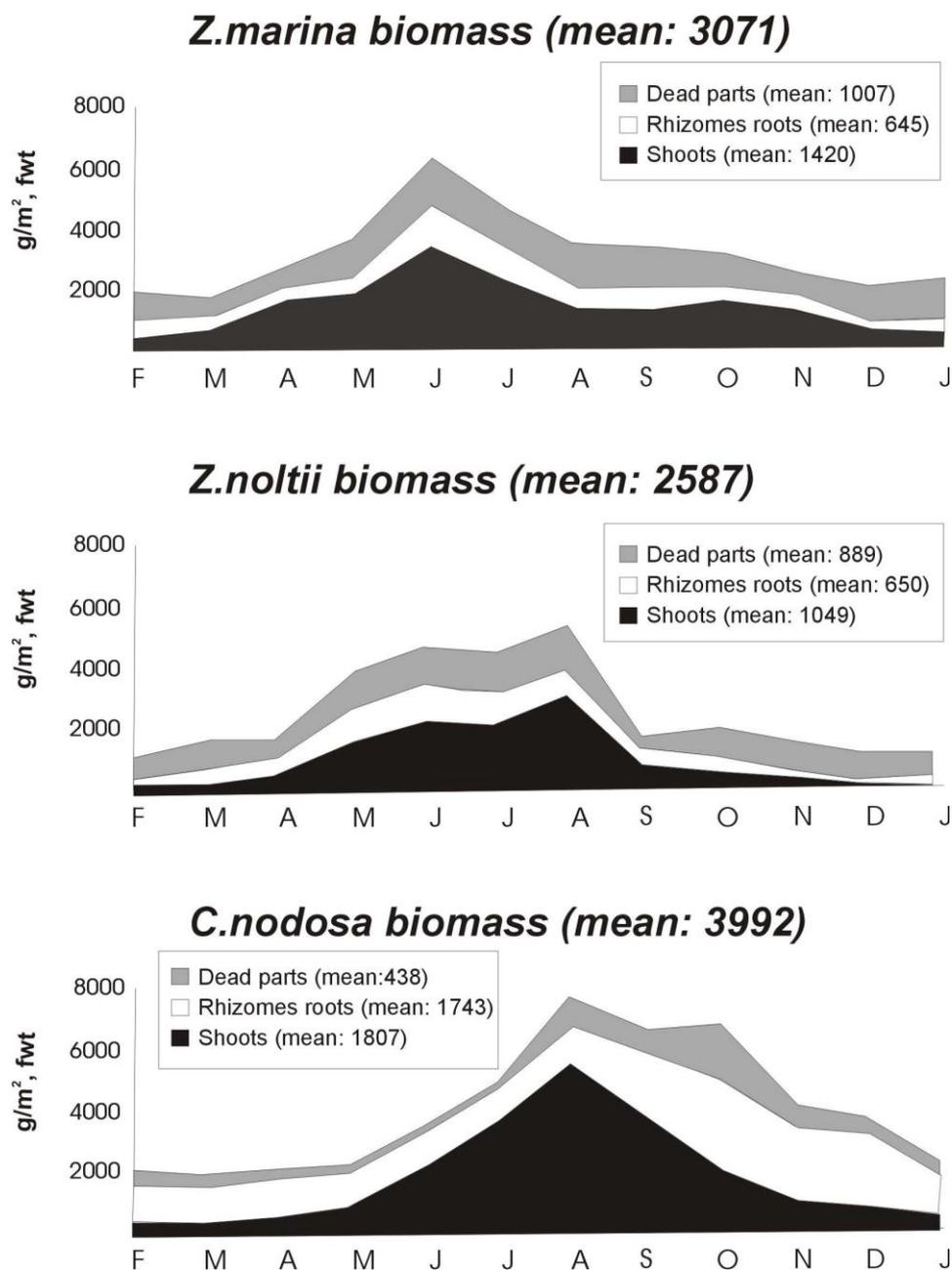


Figura 4-8 Variazioni annuali per le tre fanerogame della biomassa delle foglie, dei rizomi, delle radici e delle parti morte in località Petta di Bo (da Sfriso et al., 1998).

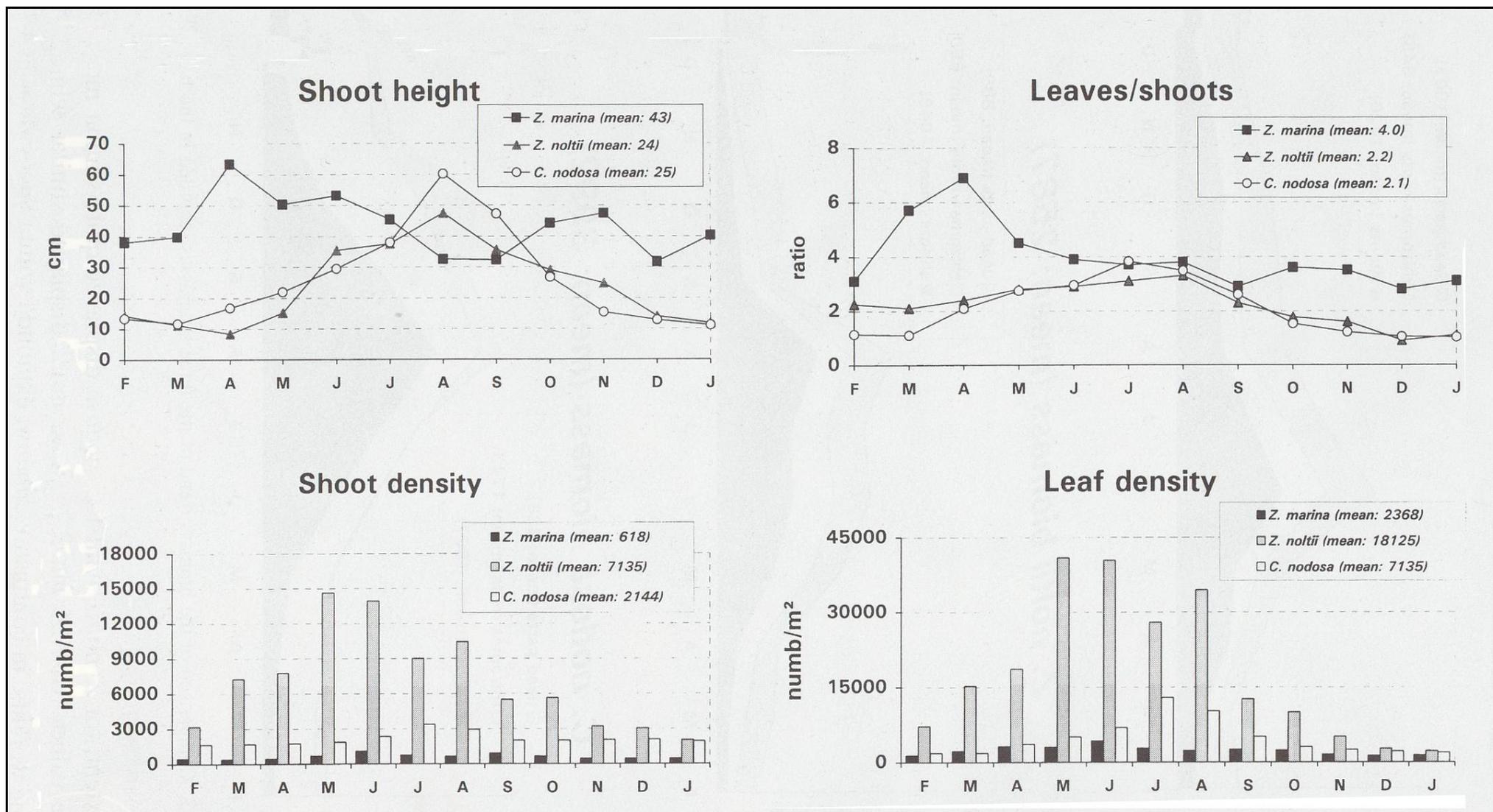


Figura 4-9 Parametri fenologici su popolamenti a *Z. marina*, *Z. noltii* e *C. nodosa* nell'area di Petta di Bo (da Sfriso et al., 1998).

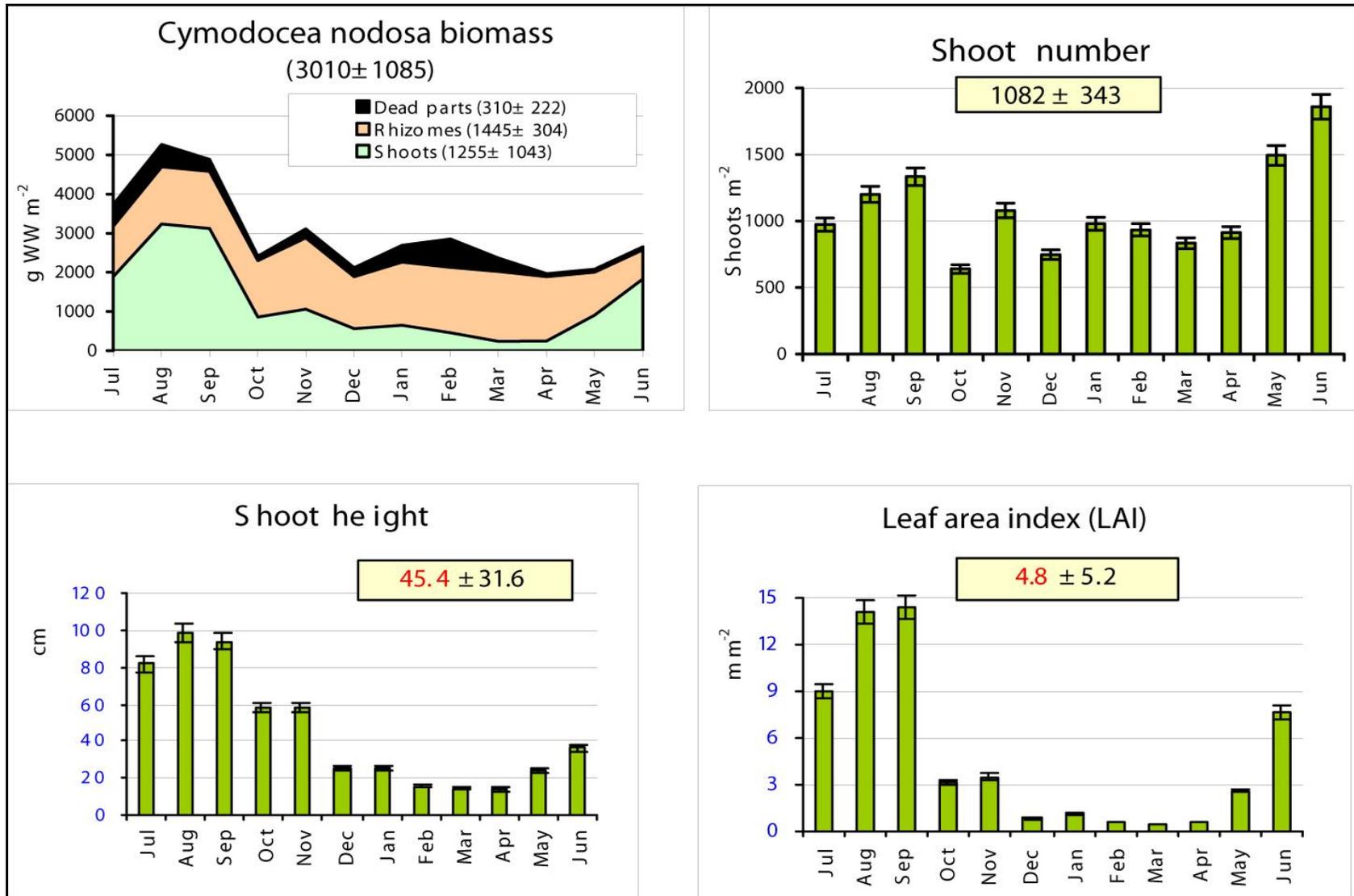


Figura 4-10 Parametri fenologici su una prateria a *C. nodosa* nell'area della bocca di Lido (da Sfriso et al., 2004).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

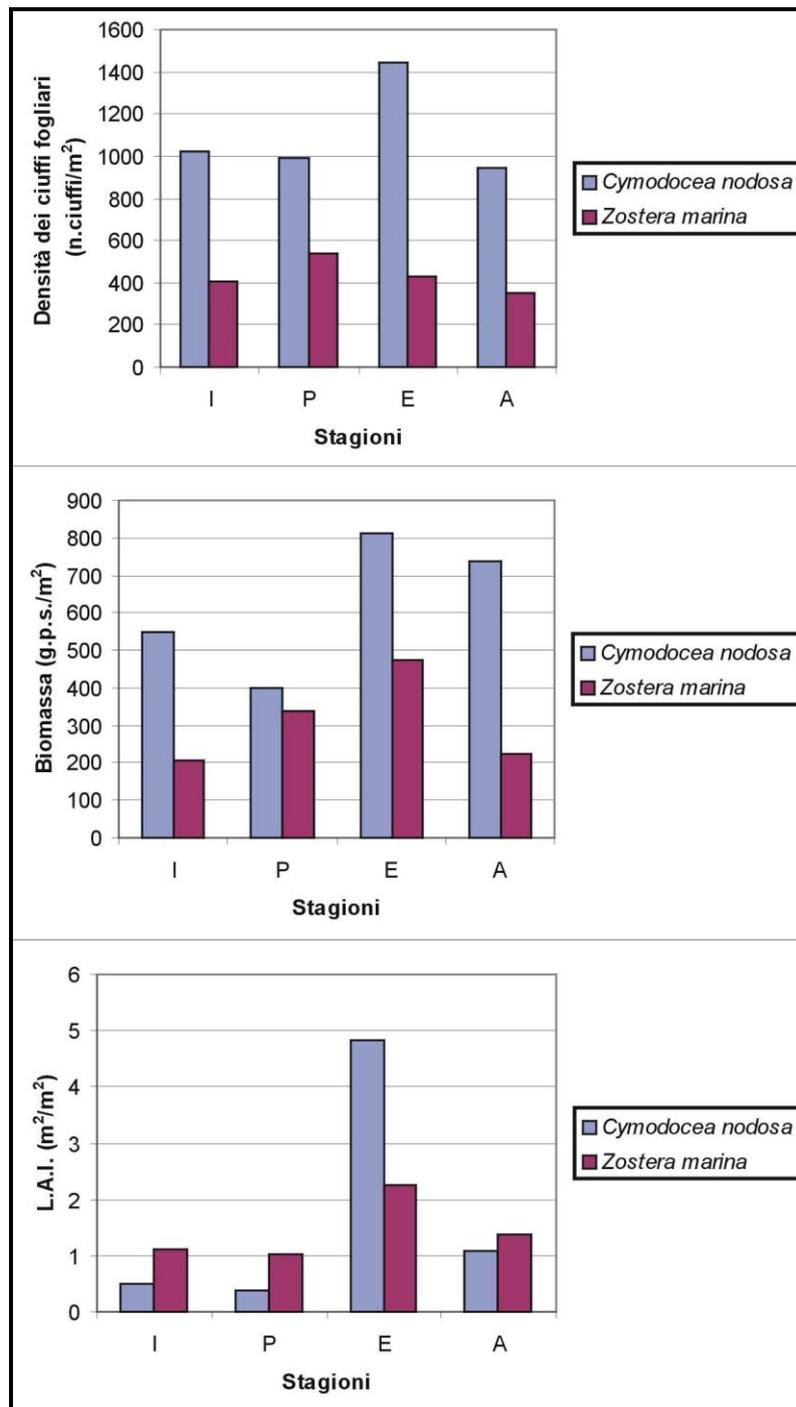


Figura 4-11 Indagini fenologiche su popolamenti a *C. nodosa* e *Z. marina*. Variazioni stagionali della densità dei ciuffi fogliari, della biomassa e del L.A.I. (Drago, 2002).

5. LE FANEROGAME MARINE NEL MONITORAGGIO MELa2 (2002–2004)

5.1 Generalità

Il Magistrato alle Acque di Venezia tramite il suo Concessionario Consorzio Venezia Nuova ha attivato, nell'ambito delle attività di monitoraggio ambientale denominata MELa2 (2001 - 2004), approfondimenti sulle fanerogame marine con lo scopo di acquisire informazioni integrate sullo stato dell'ecosistema lagunare, sulla sua variabilità interannuale e sulle tendenze evolutive.

Nell'ambito della linea di monitoraggio "*Rilievo delle fanerogame marine in Laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe*", è stata aggiornata la distribuzione delle fanerogame marine in Laguna di Venezia e valutata la loro evoluzione rispetto alla situazione del 1990, di cui allo Studio A.3.16 (Magistrato alle Acque, 1991). Inoltre sono stati effettuati rilievi diretti delle fanerogame marine (primo rilievo del 2002, secondo rilievo del 2003, terzo ed ultimo rilievo nel 2004 di cui però al momento non è ancora disponibile la cartografia) ed effettuate misure periodiche delle caratteristiche fenologiche delle tre specie in alcune aree campione con lo scopo di cogliere le variazioni stagionali e interannuali.

Nel primo anno di intervento del monitoraggio MELa2 (2002) è stata eseguita una mappatura delle fanerogame marine su scala lagunare allo scopo di aggiornare quella condotta nel 1990 e sono state effettuate 12 campagne mensili in 6 parcelle sperimentali appositamente predisposte con differenti specie e tipologie di praterie. Nel secondo e nel terzo anno della perizia, oltre ad un aggiornamento parziale della mappatura realizzata e che mirava ad evidenziare le variazioni interannuali, sono state effettuate, da aprile a settembre, 6 campagne mensili di rilievi e campionamenti, in 3 delle 6 parcelle sperimentali del primo anno.

Questa attività ha permesso di:

- definire lo stato qualitativo degli insediamenti a fanerogame dopo il rilievo del 1990;
- comprendere lo stato dell'ecosistema lagunare, anche in vista della realizzazione e gestione delle opere mobili di difesa alle bocche di porto;
- rendere conto del grado di variabilità interannuale delle praterie a fanerogame per quanto riguarda i descrittori strutturali;
- contribuire alla gestione ed al controllo di tutte le attività, incluse quelle che comportano il sollevamento di sedimenti, lo sconvolgimento delle praterie e del piano sedimentario in genere e il conseguente dislocamento delle componenti biologiche presenti.

L'obiettivo di queste attività è stato quello di definire un ragionevole termine di riferimento per le variazioni delle praterie a fanerogame marine che colonizzano i bassofondali lagunari, per poter valutare gli interventi in corso ed orientare quelli da attuare. Questo per permettere di programmare gli interventi di ripristino e mitigazione, oppure di definire uno stato di riferimento per ripristinare la funzionalità ecosistemica di una data area. Per questi scopi, avere una gamma di dati relativi ai principali parametri fenologici e alle dinamiche di crescita, diviene quindi fondamentale per definire un intervallo di variabilità "naturale" delle praterie.

5.2 Distribuzione delle fanerogame marine della Laguna di Venezia

5.2.1. La mappatura del 2002

La mappatura delle fanerogame marine è stata condotta mediante rilievi da imbarcazione o fotografici per mezzo di sorvoli aerei. La presenza nell'imbarcazione di un terminale satellitare collegato ad un computer portatile da campo con cartografia associata ha permesso di posizionare i marker con una precisione di circa un metro e ha consentito al personale in campo di conoscere sempre l'esatta localizzazione geografica dell'imbarcazione in relazione ai punti battuti e ai tragitti già percorsi. Oltre alle coordinate geografiche dei punti, ai marker salvati in computer sono state naturalmente associate anche informazioni sulla specie individuata e sul suo grado di copertura. Per la valutazione del grado di copertura, al fine di ottenere una serie di classi, si è fatto riferimento allo schema rappresentato in figura 5-1.

Le operazioni di mappatura, sia nel 2002, sia nel 2003, hanno avuto inizio nel mese di maggio e si sono protratte sino al mese di settembre. La cartografia prodotta è composta da una serie di piani realizzati su supporto cartaceo in formato isoA1 a scala 1:10.000 (Magistrato alle Acque 2003a; 2004).

Dall'analisi dei dati raccolti risulta evidente come nel periodo 1990-2002 si sia verificata una notevole modificazione nella struttura delle praterie a fanerogame in laguna, che ha portato ad una drastica diminuzione dei popolamenti sia misti che puri di *Zostera noltii*. A tale diminuzione è corrisposto un incremento verso il bacino centrale, delle aree colonizzate da *Zostera marina* ed un aumento apprezzabile dei popolamenti a *Cymodocea nodosa* (Tabella 5-1). Nel complesso, tuttavia, la perdita totale di superficie lagunare coperta da fanerogame risulta di soli 62 ha.

Laguna Nord (Tabella 5-2; Figure 5-2 - 5-4)

La porzione Nord della laguna è quella in cui si osservano le dinamiche regressive più accentuate rispetto ai dati del 1990, con perdite totali significative pari a 684 ha di superficie ricoperta da fanerogame. A livello specifico le perdite maggiori sono ascrivibili alla

scomparsa pressoché totale dei popolamenti a *Z. noltii* che da sola rappresenta l'88% delle perdite, indicando la presenza di persistenti stress ambientali e quindi un peggioramento delle condizioni generali rispetto alla situazione che si era osservata nel 1990.

Riduzione nelle coperture sono state osservate anche per *Z. marina*, anche se in questo caso estremamente più contenute (30 ha in totale). Per quanto riguarda *C. nodosa*, invece, è stato riscontrato un comportamento opposto rispetto a quello delle altre due specie, rilevando la presenza di un trend positivo (guadagno di copertura netto di 49 ha). Nelle figure 5-2 - 5-4 sono evidenziate in rosso le aree interessate da dinamiche regressive e in blu quelle interessate da dinamiche colonizzative.

Le aree interessate dalla drastica rarefazione di *Z. noltii* nel bacino settentrionale, rispetto alla situazione del 1990, sono nella maggior parte ascrivibili a fondali a velma e margini barenali, in tutti i casi tratti a batimetria modesta o modestissima. Si tratta di una tipologia di ambiente lagunare che si trova a metà strada tra la barena, ciclicamente sommersa dalle acque alte, e il bassofondale, che non si trova mai o quasi mai all'asciutto.

Per quanto concerne la situazione del "Bacàn", formazione sedimentaria a componente sabbiosa che ripara l'Isola di S. Erasmo dalla Bocca di Lido, oltre ad aver anche qui evidenziato una regressione di *Z. noltii*, il rilievo ha indicato invece un ottimo stato di salute delle coperture a *C. nodosa* che colonizzano il margine del banco in direzione della Bocca, su fondali che gradualmente degradano a canale a partire circa dal metro di profondità.

Le coperture hanno evidenziato, sulla base del confronto con il 1990, un incremento di una cinquantina di ettari di questa specie. L'incremento si riferisce alla Laguna Nord, ma è circoscritto, in sostanza, ai bassifondali dell'area prospiciente la Bocca del Lido.

Laguna Centrale (Tabella 5-2; Figure 5-5 - 5-7)

In Laguna centrale, diversamente dal resto della Laguna, si possono notare i più cospicui aumenti in termini di copertura totale di fanerogame. Per *Z. marina* si può osservare un netto aumento, che ammonta a 747 ha, anche con coperture elevate. Questa specie da sola rappresenta il 97% degli aumenti osservati. Stesso tipo di trend è stato osservato per *Z. noltii* e *C. nodosa* con aumenti netti, rispettivamente, di 88 ha e di 60 ha. L'area che corrisponde al forte incremento di *Z. marina* è quella compresa tra l'Isola di Poveglia e L'Ottagono Abbandonato di Alberoni. Un ulteriore tratto interessato dalla colonizzazione di questa specie, rispetto alle condizioni del 1990, è quello corrispondente ai margini (gengive) del Canale di S. Spirito, nel tratto che corre fino all'altezza dell'Isola di S. Erasmo. Questi tratti di laguna fanno capo a quelle aree fortemente interessate ai fenomeni di iperproliferazione macroalgale che hanno avuto inizio alla fine degli anni '80 e che si sono protratti fino a metà degli anni '90. Tutta l'area di Laguna contigua e parallela al Lido e fino ed oltre all'Isola di

Poveglia è stata infatti caratterizzata, in quegli anni, da condizioni di forte crescita ed accumulo di materiale algale ascrivibile soprattutto al genere *Ulva*.

Laguna Sud (Tabella 5-2; Figure 5-8, 5-9, 5-10)

In Laguna Sud le modificazioni rispetto al 1990 sono apprezzabili per tutte e tre le specie rilevate, anche se non consistenti come per la Laguna centrale. Le perdite nette totali ammontano a 237 ha. Per quanto riguarda *Z. noltii*, si osserva una perdita di 727 ha di copertura per i popolamenti puri e di 2253 ha per i popolamenti misti (2980 ha di perdita netta totale).

Anche per *Z. marina* si osservano in generale delle perdite consistenti, con una diminuzione netta totale di 924 ha. Da evidenziare la notevole differenza tra i popolamenti puri, per i quali si ha un aumento di 1294 ha, e quelli misti con gli altri due taxa osservati per i quali si ha invece una perdita di 2218 ha.

Per *C. nodosa*, nel bacino meridionale come nel resto della Laguna, è stato osservato un generale incremento delle coperture, stimabile in 1202 ha. Nel complesso si è osservato che le aree in regressione osservate sono contenute e relative, rispetto alla mappatura del 1990, a zone in precedenza coperte da popolamenti misti (perdita osservata di 351 ha).

Le evidenze più significative consistono nel forte arretramento generalizzato di *Z. noltii*. Specificatamente i popolamenti misti dei tratti di bassofondale più aperti (*Z. noltii* e *Z. marina*) hanno lasciato spazio a *Z. marina* pura, mentre le coperture monospecifiche delle aree prossime alla fascia barenale contigua a Valle Millecampi sono del tutto scomparse.

Un esame generalizzato dei popolamenti pone in risalto come le differenze della copertura totale tra il 1990 ed il 2002, di 237 ha, siano poco significative nell'ambito dell'intero bacino, pur considerando che tale semplificazione maschera l'andamento delle singole specie. Si deve considerare che la superficie di praterie ora scomparse ad opera delle concessioni per l'allevamento del *Tapes*, ammonta circa a 240 ha; si tratta quindi di valori comparabili che rendono di fatto stabili i popolamenti del bacino.

5.3 La mappatura del 2003

I rilievi effettuati nel 2003 hanno consentito di ottenere un aggiornamento della mappatura del 2002. Dall'osservazione dei dati (Tabelle 5-3 e 5-4) e dall'osservazione delle cartografie emerge come nel periodo 2002-2003 si siano verificati alcuni cambiamenti dell'assetto delle coperture.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

A livello delle popolazioni di fanerogame marine dell'intera Laguna si nota una diminuzione delle coperture a *Zostera marina*, pari a 237 ettari. Questa specie era stata la protagonista del forte trend colonizzativo segnalato nel 2002 in alcune aree lagunari rispetto alla situazione del 1990. A tale diminuzione delle coperture è corrisposto un incremento di *Cymodocea nodosa* di 68 ettari.

Nel complesso la diminuzione di superficie lagunare coperta da fanerogame tra il 2002 e il 2003 risulta di 157 ettari, pari al 2,9% delle praterie totali. Va sottolineato come la diminuzione riscontrata tra il rilievo del 2002 e quello precedente del 1990 ammontasse a soli 62 ettari per l'intera Laguna.

Dal punto di vista generale non sembra che la diminuzione di *Z. marina* sia imputabile all'incremento di *C. nodosa*. Infatti, dove sono stati rilevati i forti arretramenti della prima specie, questi non hanno automaticamente ed in ogni caso portato alla colonizzazione da parte della seconda. È vero però che in vari casi le coperture a *C. nodosa* di margine hanno spesso effettuato un'azione di "pressing" nei confronti di quella *Z. marina*, presente nell'interno dei bassifondali, che dava segni di stress e che è stata quindi oggetto di una sorta di sostituzione per "invasione".

Due eclatanti variazioni osservate che servono a chiarire i dinamismi interannuali sono quelli avvenuti nell'area di Poveglia e in quella del Casone del Cornio in cui sono stati rilevati significativi arretramenti di *Zostera marina*. Nella figura 5-11 è riportato l'arretramento delle coperture nella zona di Poveglia (laguna centrale) dove si è assistito tra il 2002 e il 2003 ad una riduzione di circa 13 ettari e ad una lieve riduzione del grado di copertura delle praterie. Nella figura 5-12 sono raffigurate le coperture a fanerogame dell'area del Casone del Cornio (Laguna Sud) in cui appare evidente una sensibile regressione delle coperture di *Zostera marina* a ridosso del Canale di Val Grande.

L'analisi delle mappature del 1990, 2002 e 2003 conferma sostanzialmente che le grandi modificazioni nelle praterie a fanerogame marine si sono manifestate soprattutto tra il 1990 e il 2002. Ci si riferisce, in sintesi, alle aree di recente colonizzazione nel bacino centrale principalmente da parte di *Zostera marina*; al forte allargamento delle coperture di *Cymodocea nodosa*, sia nel bacino Sud che, più limitatamente, nel bacino centrale; alla tendenza, sempre da parte di *C. nodosa*, di occupare gli spazi di bassifondali liberi corrispondenti alla zona di spartiacque del bacino Sud. Sono tendenze che indicano un generale miglioramento delle condizioni di questi substrati e, quindi il raggiungimento di una stabile funzionalità ecosistemica per questi siti.

Sono interessanti i dinamismi per *Zostera marina* e questo appare probabilmente il risultato più significativo del rilievo speditivo del secondo anno. L'analisi a livello lagunare indica come *Z. marina* stia registrando, anche se in maniera localizzata, una tendenza alla flessione delle coperture e delle densità. Il motivo di questi fenomeni regressivi può essere spiegato con una pluralità di evidenze sperimentali, tra le quali le principali sono:

- la minore resistenza agli stress di questa specie rispetto alle altre due, *C. nodosa* e *Z. noltii*, che vengono definite anche “ruderal species” o “competitive species” (Buia e Mazzella, 1991).
- le condizioni generali di torbidità presenti da alcuni anni dopo la scomparsa delle estese coltri algali (Sfriso, 2003; Pessa e Sfriso, 2002);
- le elevate condizioni di temperatura delle estati 2002 e 2003 (Magistrato alle Acque, 2003b) che mal sono tollerate da questa specie.

L'aumento delle temperature, infatti, ha condizionato in particolare le colonne d'acqua in corrispondenza dei tratti di prateria con i battenti più ridotti. In queste aree *Zostera marina* ha certamente sofferto in maggior misura rispetto alle altre specie per le caratteristiche fisiologiche euriterme che la contraddistinguono. Numerosi sono infatti i lavori in letteratura che documentano le numerose oscillazioni di copertura che hanno subito in varie parti del mondo le prateria a *Z. marina* (Den Hartog, 1975).

5.4 Caratteristiche fenologiche e parametri di crescita delle fanerogame marine

Sempre nell'ambito delle attività di monitoraggio ambientale della Laguna di Venezia MELa2 (Magistrato alle Acque, 2005a) sono state effettuate una serie di campagne periodiche di rilievi in parcelle sperimentali così ripartite:

- 3 parcelle di tipo A, delle dimensioni di circa 100 metri di lato, colonizzate rispettivamente dalle tre specie di fanerogame marine *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Zostera noltii*, aventi valori di copertura e purezza dell'ordine del 100%;
- 1 parcella di tipo B, delle dimensioni di circa 100 m di lato, individuata in un'area in cui *Cymodocea nodosa* e *Zostera marina* costituiscono una prateria mista con copertura pressoché continua;
- 2 parcelle di tipo C, sempre delle dimensioni di circa 100 metri di lato, che corrispondono a due aree pure, una a *Cymodocea nodosa* ed una a *Zostera marina*, ma con una copertura discontinua, prossima al 50%.

L'ubicazione delle sei parcelle sperimentali è riportata in figura 5-13 mentre la tipologia delle praterie associate in figura 5-14 riporta schematicamente le caratteristiche, per quanto riguarda le tipologie di copertura richieste, che devono avere le parcelle. Nel primo anno di intervento (2002) sono state effettuate 12 campagne mensili nelle 6 parcelle sperimentali, mentre nel secondo e nel terzo anno (2003 e 2004) ne sono state effettuate, da aprile a settembre, solamente 6, in 3 delle 6 parcelle sperimentali del primo anno (3 parcelle tipo A). In ogni parcella sono stati presi in esame i seguenti parametri strutturali e funzionali delle praterie:

- grado di copertura e densità della prateria (n° ciuffi/m²);
- biomassa delle varie frazioni della pianta;
- dimensioni dei ciuffi;
- presenza e quantificazione dei ciuffi germinativi;
- quantificazione dei fenomeni di necrosi fogliare ("wasting disease");
- numero, copertura e biomassa delle epifite fitoe zoobentoniche.

Per la messa a punto delle metodiche sono stati presi a riferimento i lavori di Curiel (1996a; 1996b), Rismondo et al. (1997), Mazzella et al. (1998) e Sfriso e Ghetti (1998) e Gambi e Dappiano (2003).

Questa indagine ha permesso di rilevare per la prima volta in laguna una serie di dati sui parametri di crescita e sulla fenologia per un periodo ragionevole di anni e sempre nei medesimi siti. Questo ha consentito di cogliere l'importante aspetto della variabilità interannuale che permette di definire quelli che possono essere i ragionevoli range di

variabilità che si possono manifestare nella Laguna di Venezia. Purtroppo, solamente nel primo anno i dati sono stati raccolti per tutti i 12, mentre nei due successivi per soli 6 mesi, anche se questi erano collocati nel periodo ottimale per cogliere le variazioni stagionali più importanti. I raffronti tra gli anni sono quindi stati interpretati sulla base dei sei mesi comuni, da aprile a settembre. Nella tabella 5-5 sono riportati i range di variazione di alcuni parametri rilevati nei 12 mesi del 2002 mentre nella tabella 5-6 sono riportati i range di variazione rilevati nell'arco dei 3 anni tra i mesi di aprile e settembre.

5.4.1. Confronti tra le praterie delle parcelle di tipo A - praterie continue

Tale confronto evidenzia come *Z. noltii*, con 1802-2526 ciuffi/m², sia la fanerogama con la più elevata densità media tra le tre specie considerate e come *Z. marina*, con 389-793 ciuffi/m², sia invece quella con la minore densità. *Zostera noltii* è anche la specie con la maggiore differenza tra i valori minimi e massimi per la densità della prateria, a conferma della forte stagionalità della specie ed accentuata dal fatto che si tratta di una prateria intertidale.

Cymodocea nodosa rappresenta, al contrario, la specie con la più elevata differenza nella lunghezza media delle foglie, variando da minimi di 18,8-20,5 cm a massimi di 83,5-104,5 cm, confermando la marcata stagionalità in laguna per questo parametro rispetto alla densità e alla biomassa. *Zostera noltii*, ed in particolare *Z. marina*, sono le specie che hanno, invece, la minore differenza tra i valori minimi e massimi delle dimensioni medie dei ciuffi (10,0-11,3 cm minimo e 17,1-26,9 cm massimo in *Z. noltii*; 21,0-40,0 cm minimo e 43,8-69,4 cm massimo in *Z. marina*).

Analizzando la biomassa delle tre fanerogame si nota che *Z. noltii* è la specie che mostra i più bassi valori sia per la frazione epigea (foglie), sia per quella ipogea (rizomi e radici; media totale 87,3-158,1 g dw/m² prateria) mentre *C. nodosa* è la fanerogama con le biomasse più elevate per ambedue le frazioni (media totale 577,9-845,8 g dw/m² prateria). *Zostera marina*, con valori di biomassa media totale pari a 220,3-339,8 g dw/m² prateria, si pone ad un livello 2-3 volte inferiore a quelli di *C. nodosa*, ma circa doppi rispetto a quelli di *Z. noltii*.

Il ricoprimento delle epifite sulle lamine di *Z. noltii* e di *Z. marina* è risultato complessivamente inferiore di 2-3 volte sui valori medi e di 1-3 volte sui valori massimi, rispetto a quanto rilevato per *C. nodosa*. Gli alti valori medi di ricoprimento percentuale di *Z. noltii* (12,6%-31,2%) rispetto a quelli di *C. nodosa* (13,9%-46,2%) e *Z. marina* (1,2%-11,7%), sono, invece, spiegabili con le minori dimensioni della specie, che risulta più rapidamente

colonizzabile dagli organismi, in modo quasi monospecifico nei mesi di maggio e luglio dalle diatomee bentoniche.

Nelle tre annate il numero di epifite medie per ciuffo in *C. nodosa* (12–23) è risultato sempre superiore a quello delle altre due fanerogame (6,5–16,5 in *Z. marina*; 7,3–9,8 in *Z. noltii*). Nel 2004, la minore biodiversità non è stata rilevata in *Z. marina* come negli anni precedenti, bensì in *Z. noltii*, con 16 taxa complessivi nei sei mesi e circa 7 taxa per rilievo mensile. I dati del triennio indicano sostanzialmente che *C. nodosa* è la specie con la maggiore biodiversità epifitica, mentre *Z. noltii* quella con la minore soprattutto per il fatto di essere posta in un sito intertidale. *Z. marina* si pone in un livello intermedio tra le altre due fanerogame, ma nel 2003, quando i livelli di epifitismo sono stati bassi per tutte le specie rispetto al 2002 e al 2004, ha evidenziato una biodiversità epifitica simile a quella di *Z. noltii*.

Nell'analisi della biomassa degli epifiti, *C. nodosa* si riconferma la specie con le maggiori abbondanze, con valori medi di biomassa (27,7–118,2), espressa in grammi per metro quadro di prateria, sempre superiori a quelli di *Z. marina* (7–36,6) e di *Z. noltii* (4,9–10,5). Anche rispetto alla biomassa complessiva (epifite e foglie), l'epifitismo in *C. nodosa* risulta il più elevato risultando in media annuale il 19,5–34,1%, contro l'1,5–13,4% di *Z. marina* e il 7,8–19,4% di *Z. noltii*.

5.4.2. Confronti interannuali tra le parcelle di tipo A – praterie continue

I dati sino ad ora esposti, oltre a mettere in evidenza delle differenze nella struttura e nella fisionomia delle praterie delle tre fanerogame marine, permettono di osservare le variazioni che i parametri più significativi hanno avuto nell'arco dei tre anni. Le indagini condotte in questi ultimi anni sulle praterie a fanerogame, per conto del Magistrato alle Acque o lavori di altri autori, hanno messo in evidenza che nella Laguna di Venezia i parametri strutturali e funzionali delle praterie (es. densità, biomassa, dimensioni, tipologia ed abbondanza dell'epifitismo) hanno una elevata variabilità anche all'interno della stessa specie. Trattandosi di un monitoraggio condotto nell'arco dei tre anni si è potuta effettuare un'analisi dei dati pluriennale per verificare il grado di variabilità dei parametri strutturali e funzionali più interessanti negli anni.

Nella parcella a *Cymodocea nodosa* nel 2004 sono stati rilevati i più elevati valori di densità dei ciuffi, dell'altezza delle lamine fogliari e della biomassa totale. Riguardo alla biodiversità delle epifite, si osserva come, nel 2003, sia stato rilevato un minor numero di taxa, sia complessivo (23 taxa rispetto a 56 taxa del 2002 e ai 45 taxa del 2004), sia in media per rilievo mensile (12 taxa rispetto a 23 taxa e ai 22 taxa del 2004) (figure 5–15 e 5–16). Gli indicatori di abbondanza evidenziano un netto calo nel valore del ricoprimento medio tra il

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

2002 e il 2003 (0,803 rispetto a 1,535 m² epifite/m² prateria) e questa tendenza è confermata anche nel 2004, quando il valore del ricoprimento medio si situa a 0,5 m² epifite/m² prateria. Diverso invece è il comportamento per quanto riguarda la biomassa delle epifite che invece tra il 2002 e il 2004 quadruplica i suoi valori variando da circa 30 g dw/m² prateria, a circa 120 g dw/m² prateria.

Nella prateria a *Zostera marina* nel 2004 (Figure 5-17 e 5-18) i valori medi di densità e biomassa totale sono risultati intermedi tra quelli del 2002 e del 2003, mentre le dimensioni medie dei ciuffi fogliari rimangono relativamente simili nel corso dei tre anni di studio, variando circa tra i 35 e i 50 cm di lunghezza. Le dinamiche dell'epifitismo che, come abbiamo visto sono inferiori sia per numero di specie che per abbondanza rispetto alle altre due specie, denotano una marcata diversità fra i tre anni. Questo è causato dal fatto che, alla variabilità intrinseca della specie *Z. marina* che si verifica nei mesi, si aggiunge quella che deriva dall'epifitismo degli organismi algali ed animali, soggetti anch'essi a proprie fluttuazioni correlate, ad esempio, agli andamenti meteo-climatici dell'anno.

Il livello medio di epifitismo osservato sulle lamine fogliari nel 2004 è molto più elevato rispetto a quanto rilevato nei due anni precedenti, sia in termini di numero di taxa, che di ricoprimento e biomassa. Rispetto agli stessi periodi del 2002 e del 2003, *Z. marina* presenta, infatti, i valori più alti per il numero di taxa totale (36) e medio per rilievo mensile (15-16). Anche gli indicatori di abbondanza delle epifite indicano un aumento del fenomeno tra il 2002 e il 2004, in quanto il ricoprimento medio è variato da 0,002 a 0,186 m² epifite/m² prateria e la biomassa epifitica media da 7 a 36,6 g dw/m² prateria.

Tra il 2002 e il 2004 i dati medi dei sei mesi (Figure 5-19 e 5-20) indicano, per la prateria a *Zostera noltii*, valori di densità sensibilmente diversi, essendo variati da 2195 ciuffi/m² del 2002 ai 2526 ciuffi/m² del 2003 sino ai 1802 ciuffi/m² del 2004. Per quanto riguarda, invece, l'altezza media dei ciuffi fogliari e la biomassa media totale, i valori registrati nel 2004 sono mediamente superiori a quelli registrati nel 2002 e nel 2003. Le differenze negli anni per la parcella a *Z. noltii* sono evidenti soprattutto nei valori della densità dei ciuffi che da 2000-2500 ciuffi/m² del 2004 è variata sino 3000-4000 ciuffi/m² del 2003. L'epifitismo sulle lamine fogliari denota, come per le altre due fanerogame, una diminuzione nel 2003 sia come numero di taxa sia come abbondanza. Complessivamente, tra il 2002 e il 2004, il numero di taxa totale è variato da 25 a 16, mentre quello medio per rilievo mensile da 9,8 a 7,3. Il ricoprimento epifitico medio scende da 0,272 a 0,161 m² epifite/m² prateria e la biomassa epifitica media da 10,5 a 4,9 g dw/m² prateria.

Laguna di Venezia	1990 (ha)	2002 (ha)	Variazioni (ha)

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Popolamenti puri a <i>Cymodocea nodosa</i>	391	1777	1386
Popolamenti puri a <i>Zostera marina</i>	266	2195	1930
Popolamenti puri a <i>Zostera noltii</i>	1436	70	-1366
Popolamenti misti a <i>Zostera marina</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	692	825	133
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	23	141	118
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Zostera marina</i>	2157	220	-1937
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> , <i>Zostera marina</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	528	203	-325
Totale (ha)	5493	5430	-62

Tabella 5-1 Confronti tra le coperture delle tre fanerogame negli anni 1990-2002.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Laguna nord	1990 (ha)	2002 (ha)	Variazioni (ha)
Popolamenti puri a <i>Cymodocea nodosa</i>	2	46	44
Popolamenti puri a <i>Zostera marina</i>	23	16	-7
Popolamenti puri a <i>Zostera noltii</i>	615	13	-602
Popolamenti misti a <i>Zostera marina</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	2	0	-2
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>C. nodosa</i>	0	7	7
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Zostera marina</i>	42	19	-23
Popolamenti misti a <i>Z. noltii</i> , <i>Z. marina</i> e <i>C. nodosa</i>	0	0	0
Totale (ha)	684	100	-584

Laguna centrale	1990 (ha)	2002 (ha)	Variazioni (ha)
Popolamenti puri a <i>Cymodocea nodosa</i>	4	33	29
Popolamenti puri a <i>Zostera marina</i>	13	656	643
Popolamenti puri a <i>Zostera noltii</i>	69	32	-37
Popolamenti misti a <i>Zostera marina</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	5	2	-3
Popolamenti misti a <i>Zostera marina</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	2	11	9
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Zostera marina</i>	13	104	91
Popolamenti misti a <i>Z. noltii</i> , <i>Z. marina</i> e <i>C. nodosa</i>	0	25	25
Totale (ha)	105	863	758

Laguna sud	1990 (ha)	2002 (ha)	Variazioni (ha)
Popolamenti puri a <i>Cymodocea nodosa</i>	386	1698	1312
Popolamenti puri a <i>Zostera marina</i>	229	1523	1294
Popolamenti puri a <i>Zostera noltii</i>	752	25	-727
Popolamenti misti a <i>Zostera marina</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	685	823	138
Popolamenti misti a <i>Zostera marina</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	21	124	103
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Zostera marina</i>	2102	97	-2005
Popolamenti misti a <i>Z. noltii</i> , <i>Z. marina</i> e <i>C. nodosa</i>	528	177	-351
Totale (ha)	4704	4467	-237

Tabella 5-2 Confronti tra le coperture delle tre fanerogame nei tre bacini.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Laguna di Venezia	2002 (ha)	2003 (ha)	Variazioni (ha)
Popolamenti puri a <i>Cymodocea nodosa</i>	1777	1845	68
Popolamenti puri a <i>Zostera marina</i>	2195	1958	-237
Popolamenti puri a <i>Zostera noltii</i>	70	70	0
Popolamenti misti a <i>Z. marina</i> e <i>C. nodosa</i>	825	825	0
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	141	141	0
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Zostera marina</i>	220	215	-5
Popolamenti misti a <i>Z. noltii</i> , <i>Z. marina</i> e <i>C. nodosa</i>	203	220	17
Totale (ha)	5430	5273	-157

Tabella 5-3 Confronti tra le coperture delle tre fanerogame negli anni 2002-2003.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Laguna nord	2002 (ha)	2003 (ha)	Variazioni (ha)
Popolamenti puri a <i>Cymodocea nodosa</i>	45	45	0
Popolamenti puri a <i>Zostera marina</i>	16	16	0
Popolamenti puri a <i>Zostera noltii</i>	13	13	0
Popolamenti misti a <i>Zostera marina</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	0	0	0
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	7	7	0
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Zostera marina</i>	19	19	0
Popolamenti misti a <i>Z. noltii</i> - <i>Z. marina</i> - <i>C. nodosa</i>	0	0	0
Totale (ha)	100	100	0

Laguna centrale	2002 (ha)	2003 (ha)	Variazioni (ha)
Popolamenti puri a <i>Cymodocea nodosa</i>	33	33	0
Popolamenti puri a <i>Zostera marina</i>	656	643	-13
Popolamenti puri a <i>Zostera noltii</i>	32	32	0
Popolamenti misti a <i>Zostera marina</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	2	2	0
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	11	11	0
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Zostera marina</i>	104	103	-1
Popolamenti misti a <i>Z. noltii</i> - <i>Z. marina</i> - <i>C. nodosa</i>	25	25	0
Totale (ha)	863	849	-14

Laguna sud	2002 (ha)	2003 (ha)	Variazioni (ha)
Popolamenti puri a <i>Cymodocea nodosa</i>	1698	1766	68
Popolamenti puri a <i>Zostera marina</i>	1523	1299	-224
Popolamenti puri a <i>Zostera noltii</i>	25	25	0
Popolamenti misti a <i>Zostera marina</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	823	823	0
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Cymodocea nodosa</i>	124	124	0
Popolamenti misti a <i>Zostera noltii</i> e <i>Zostera marina</i>	97	97	0
Popolamenti misti a <i>Z. noltii</i> - <i>Z. marina</i> - <i>C. nodosa</i>	177	195	18
Totale (ha)	4467	4329	-138

Tabella 5-4 Confronti tra le coperture delle tre fanerogame nei tre bacini.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE
LAGUNARI

	<i>Cymodocea nodosa</i>			<i>Zostera marina</i>			<i>Zostera noltii</i>		
	media	min	max	media	Min	max	media	min	max
FANEROGAME									
Densità (ciuffi/m ²)	1.205	792	1.529	378	22	764	1.953	1.072	2.671
Altezza ciuffo (cm)	43,9	18,8	83,5	51,6	37,0	69,4	16,8	10,0	23,9
Biomassa epigea (g dw/m ²)	106,0	57,8	185,6	91,0	7,0	217,5	46,3	17,9	74,3
Biomassa ipogea (g dw/m ²)	491,7	344,4	555,7	113,0	43,2	187,3	65,8	38,9	102,3
Biomassa totale (g dw/m ²)	597,7	402,2	741,4	204,0	50,2	404,8	112,1	56,8	176,6
EPIFITE									
N. epifite	21,8	16,0	35,0	15,5	9,0	22,0	11,9	5,0	21,0
Ricoprimento epifite (m ² /m ² prateria)	1,426	0,464	3,365	0,002	0,001	0,002	0,371	0,053	0,575
Ricoprimento epifite (%)/prateria	39,7	11,1	100,0	8,1	0,1	21,4	43,1	2,5	100,0
Biomassa epifite (g dw/m ² prateria)	35,9	7,9	81,1	4,3	0,1	13,5	11,3	2,1	23,9
Biomassa epifite %/biomassa prateria	26,1	5,4	49,3	4,1	1,2	12,5	21,2	6,4	37,0

Tabella 5-5 Valori medi annuali, minimi e massimi assoluti dei parametri strutturali rilevati nel corso del 2002 nelle 3 parcelle di tipo A (popolamento puro e monospecifico, valori di copertura e purezza prossimi al 100%). I dati relativi alle epifite si riferiscono all'apparato fogliare.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE
LAGUNARI

	<i>C. nodosa</i>			<i>Z. marina</i>			<i>Z. noltii</i>		
	media	Min	max	media	Min	max	media	min	max
DATI FANEROGAMA									
Densità (ciuffi/m ²)	1000,0 - 1263,0	681,0 - 1038,0	1295,0 - 1920,0	389,0 - 793,0	100,00 - 363,0	725,0 - 1183,0	1802,0 - 2526,0	954,0 - 1088,0	4439,0 - 2671,0
Altezza ciuffo (cm)	47,6 - 50,7	18,8 - 20,5	83,5 - 104,5	34,6 - 51,4	21,0 - 40,0	43,8 - 69,4	14,4 - 20,4	10,0 - 13,1	17,1 - 26,9
Biomassa epigea (g dw/m ²)	131,6 - 396,2	80,7 - 56,9	185,6 - 1042,7	104,7 - 215,9	22,9 - 143,2	217,5 - 398,4	45,5 - 99,2	17,9 - 37,3	56,7 - 217,5
Biomassa ipogea (g dw/m ²)	435,3 - 459,1	294,6 - 344,4	503,9 - 577,4	83,5 - 127,5	26,5 - 85,6	187,3 - 193,2	42,3 - 65,1	15,7 - 38,9	61,5 - 102,3
Biomassa totale (g dw/m ²)	577,9 - 845,8	375,3 - 530,0	655,1 - 1491,0	220,3 - 339,8	66,1 - 181,9	404,8 - 536,5	87,3 - 158,1	56,3 - 63,4	118,2 - 240,6
DATI EPIFITE									
N. epifite	12,0 - 23,0	10,0 - 16,0	16,0 - 37,0	7,0 - 17,0	3,0 - 9,0	9,0 - 25,0	7,0 - 10,0	3,0 - 7,0	10,0 - 16,0
Ricoprimento (m ² epifite/m ² prateria)	0,497 - 1,535	0,012 - 0,467	0,892 - 3,365	0,002 - 0,186	0,001 - 0,029	0,002 - 0,618	0,161 - 0,331	0,011 - 0,056	0,319 - 1,050
Ricoprimento epifite (%)	13,9 - 46,2	1,0 - 11,1	35,6 - 100,0	1,2 - 11,7	0,002 - 1,7	2,4 - 21,4	12,6 - 31,2	1,7 - 4,1	27,3 - 80,7
Biomassa epifite (g dw/m ² prateria)	27,7 - 118,2	4,9 - 59,8	50,5 - 392,4	1,7 - 36,6	0,2 - 7,7	4,2 - 130,9	4,9 - 10,5	0,3 - 4,8	8,9 - 18,4
Biomassa epifite (%/biomassa prateria)	19,5 - 34,1	4,0 - 6,7	46,6 - 79,0	1,5 - 13,4	0,04 - 3,5	4,2 - 47,8	7,8 - 19,4	0,6 - 6,4	18,3 - 37,0

Tabella 5-6 Intervallo di variazione dei valori medi annuali, minimi e massimi assoluti dei parametri rilevati tra aprile e settembre del 2002, 2003 e 2004 nelle 3 parcelle di tipo A. I dati relativi alle epifite si riferiscono all' apparato fogliare.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

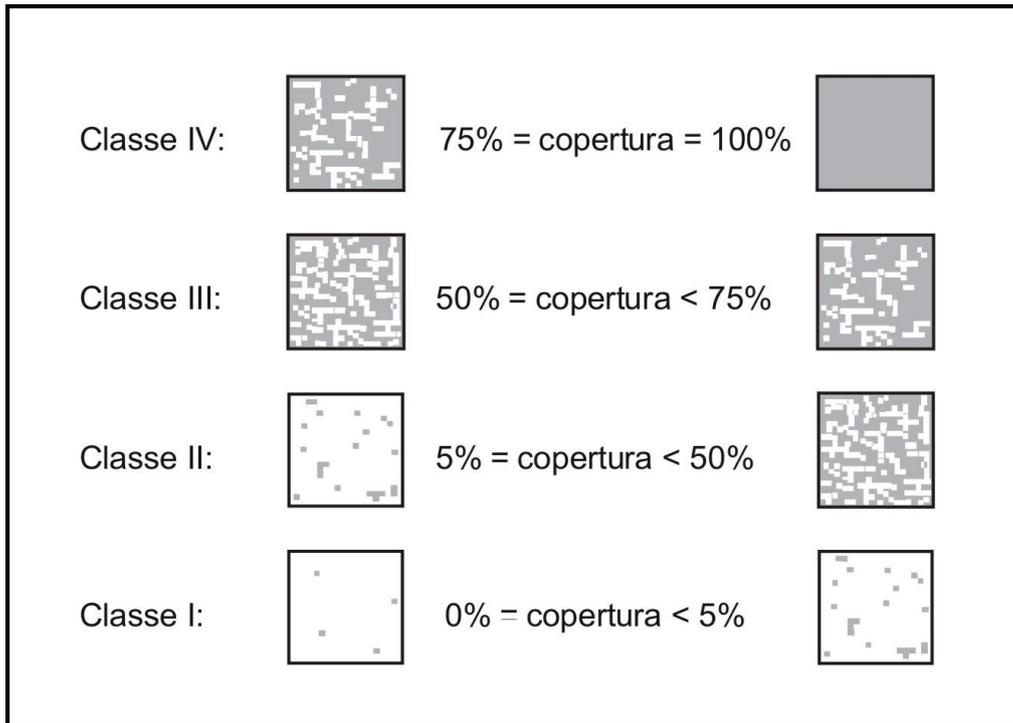


Figura 5-1 Prontuario di stima delle percentuali di copertura.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Figura 5-2 Laguna nord: *Zostera noltii*.

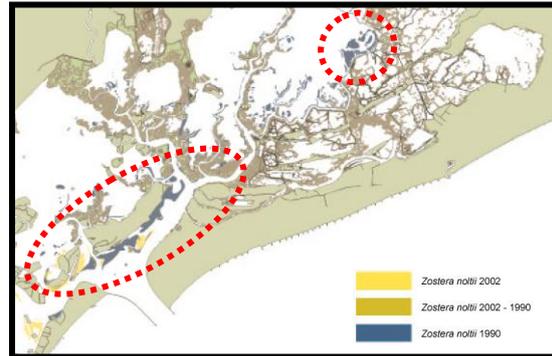


Figura 5-3 Laguna nord: *Zostera marina*.

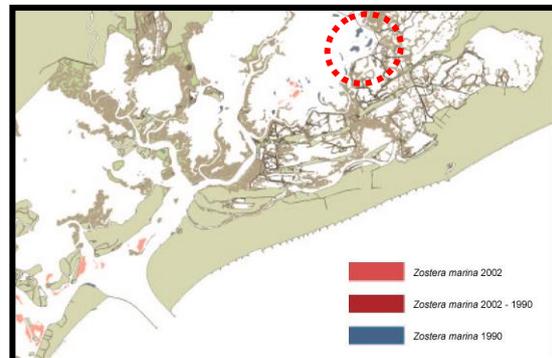
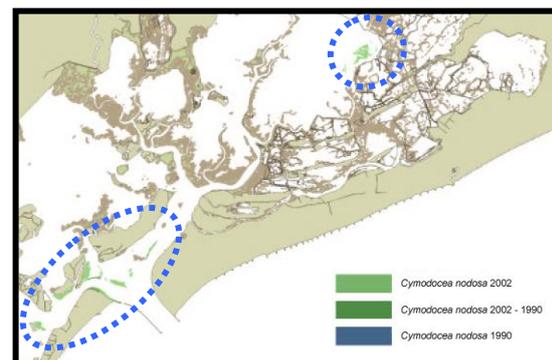


Figura 5-4 Laguna nord: *Cymodocea nodosa*.



CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Figura 5-5 Laguna centrale: *Zostera noltii*.

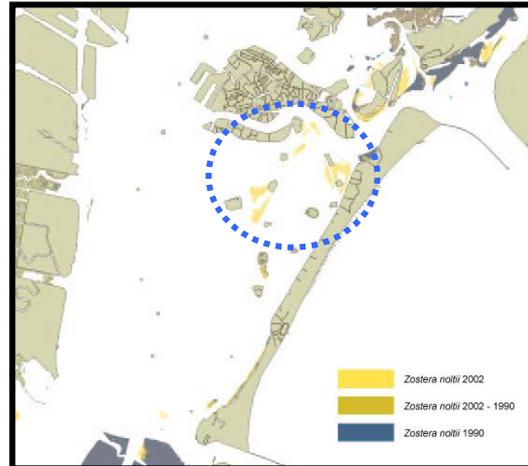


Figura 5-6 Laguna centrale: *Zostera marina*.

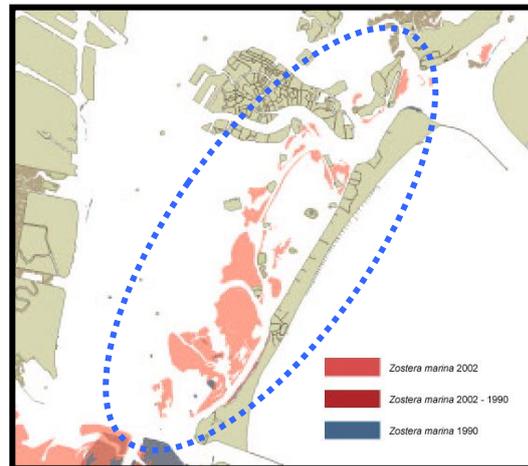


Figura 5-7 Laguna centrale: *Cymodocea nodosa*.



CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

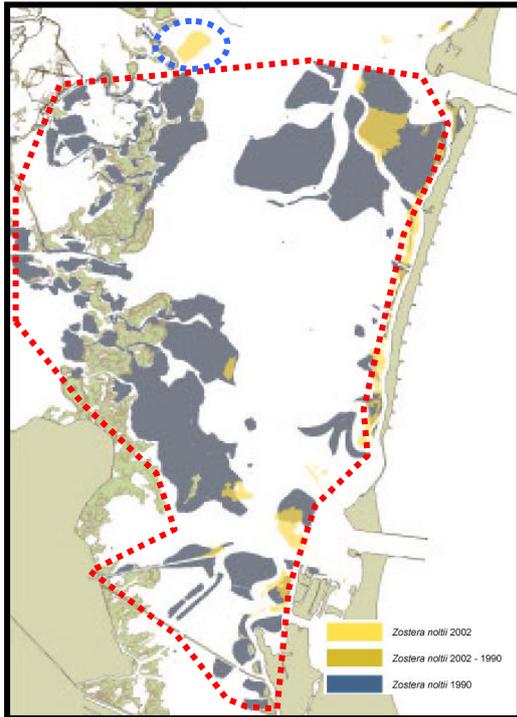


Figura 5-8 Laguna sud: *Zostera noltii* .

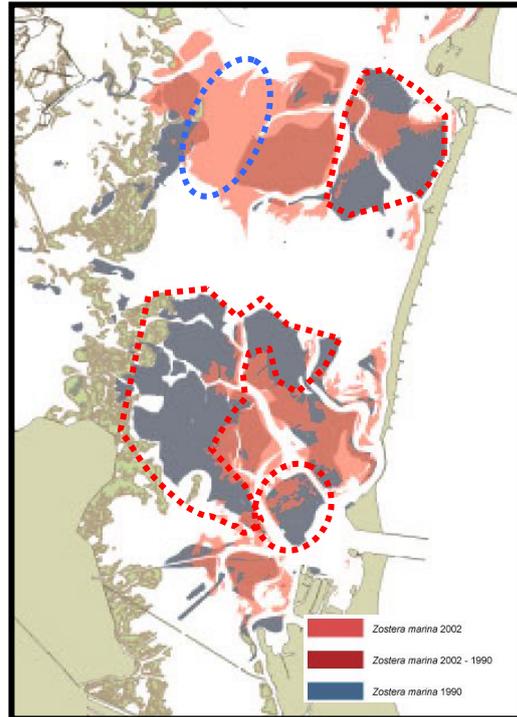
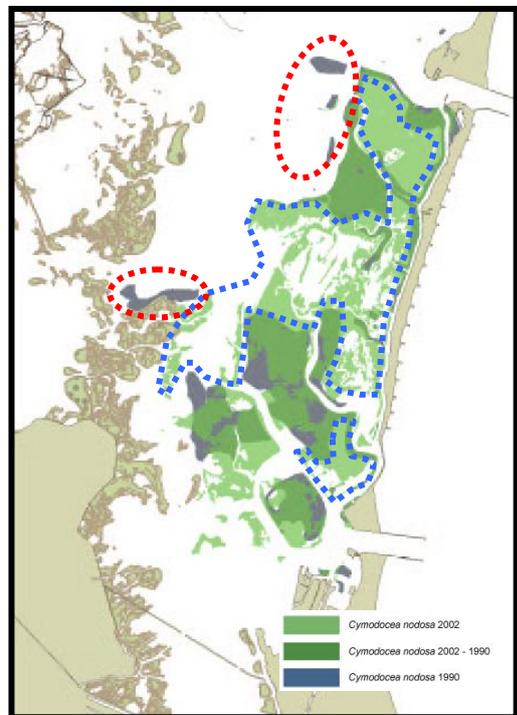


Figura 5-9 Laguna sud: *Zostera marina*.

Figura 5-10 Laguna sud: *Cymodocea nodosa*.



CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

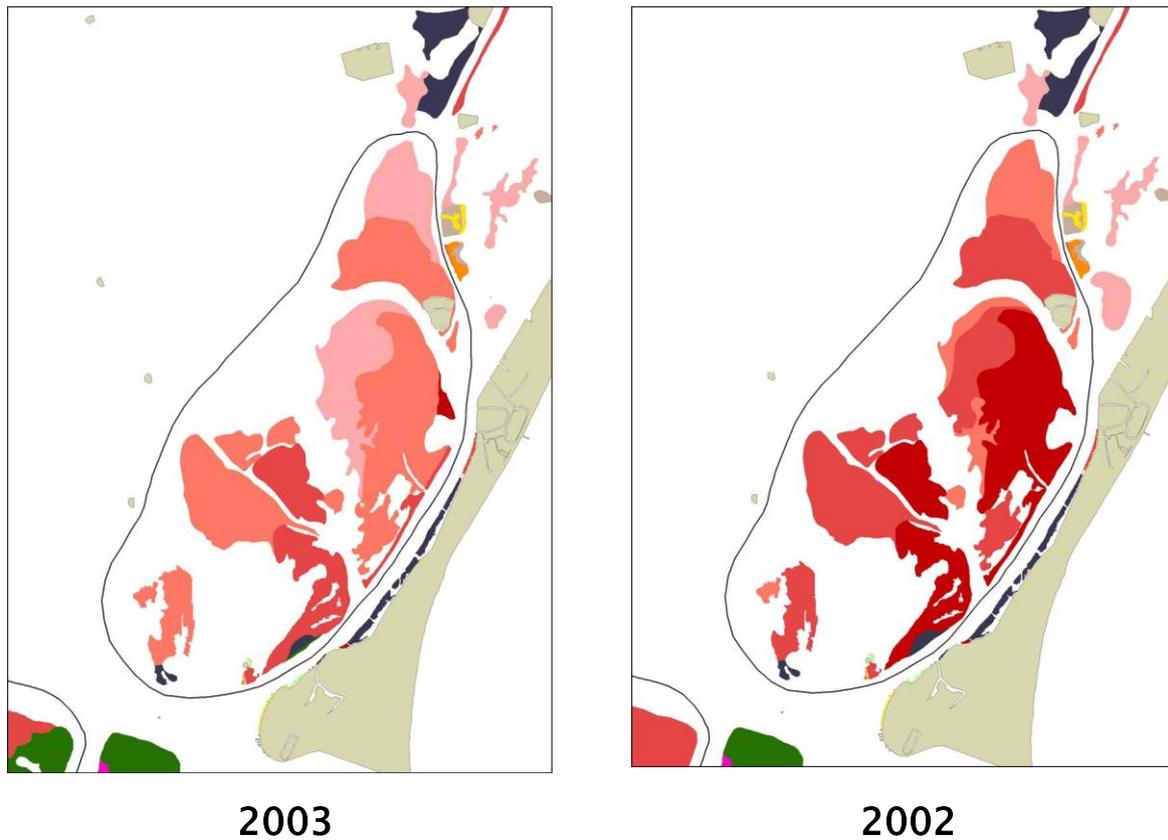


Figura 5-11 Variazioni della copertura delle fanerogame nel bacino centrale presso l'Isola di Poveglia.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

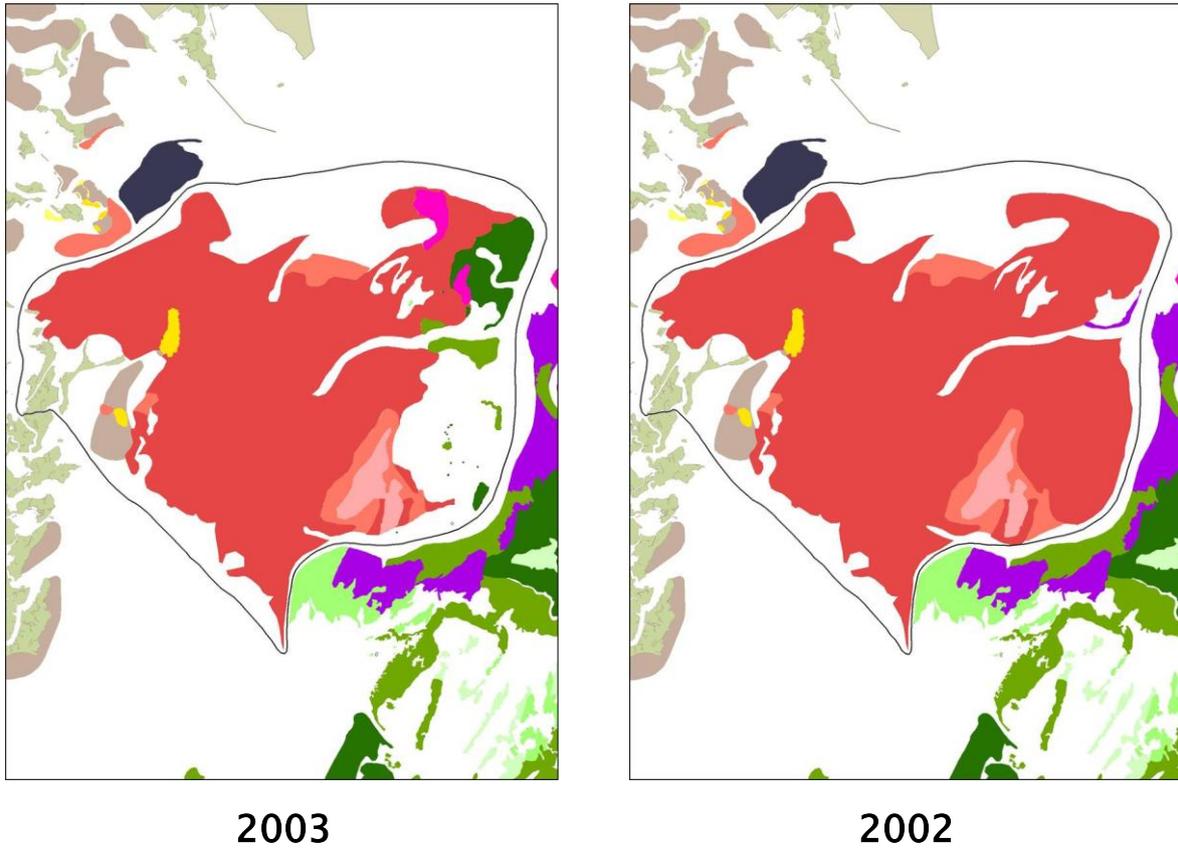


Figura 5-12 Variazioni della copertura delle fanerogame nel bacino sud nell'area del Casone del Cornio.

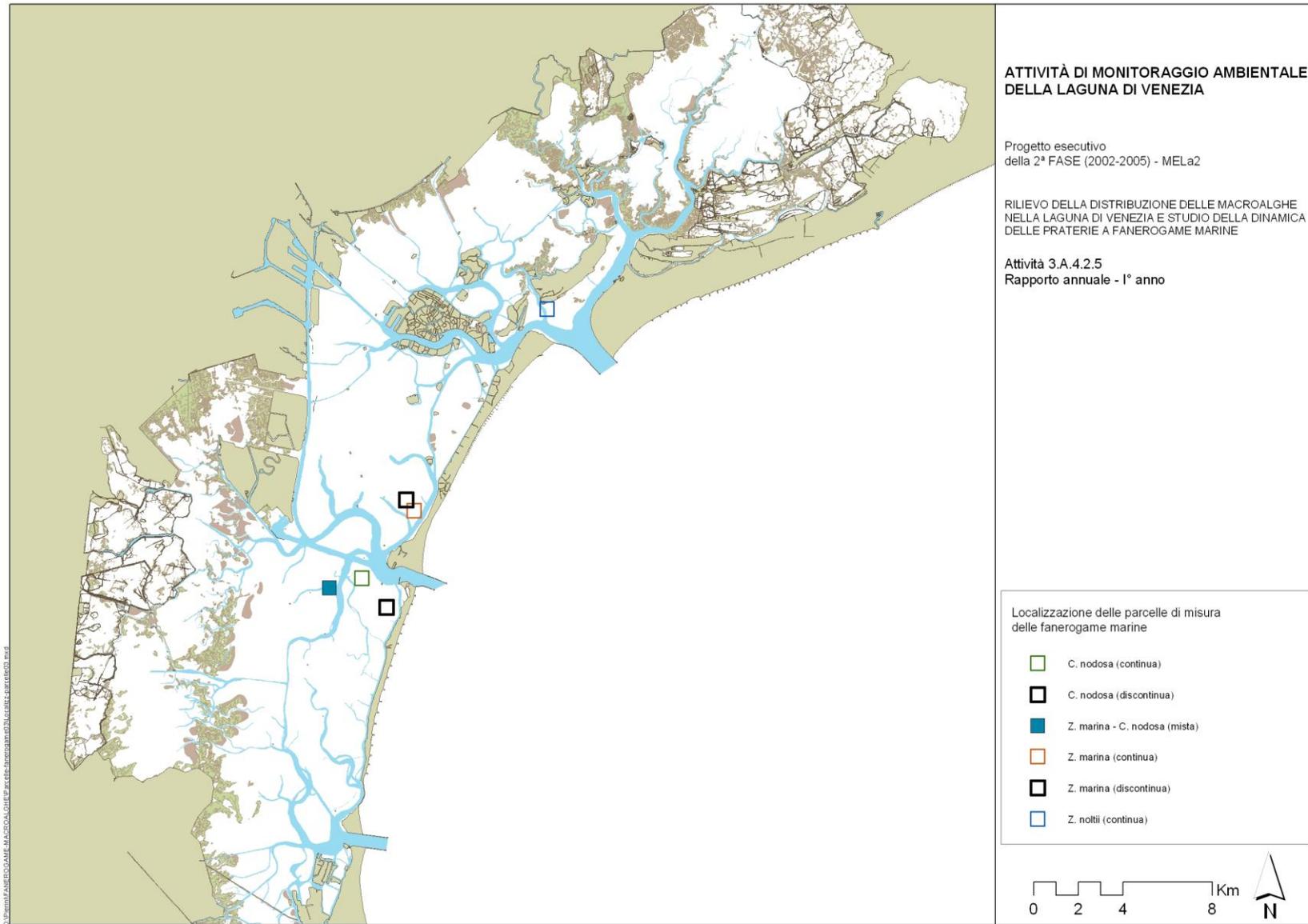


Figura 5-13 Parcelle di campionamento per le misure fenologiche e dei parametri di crescita delle fanerogame.

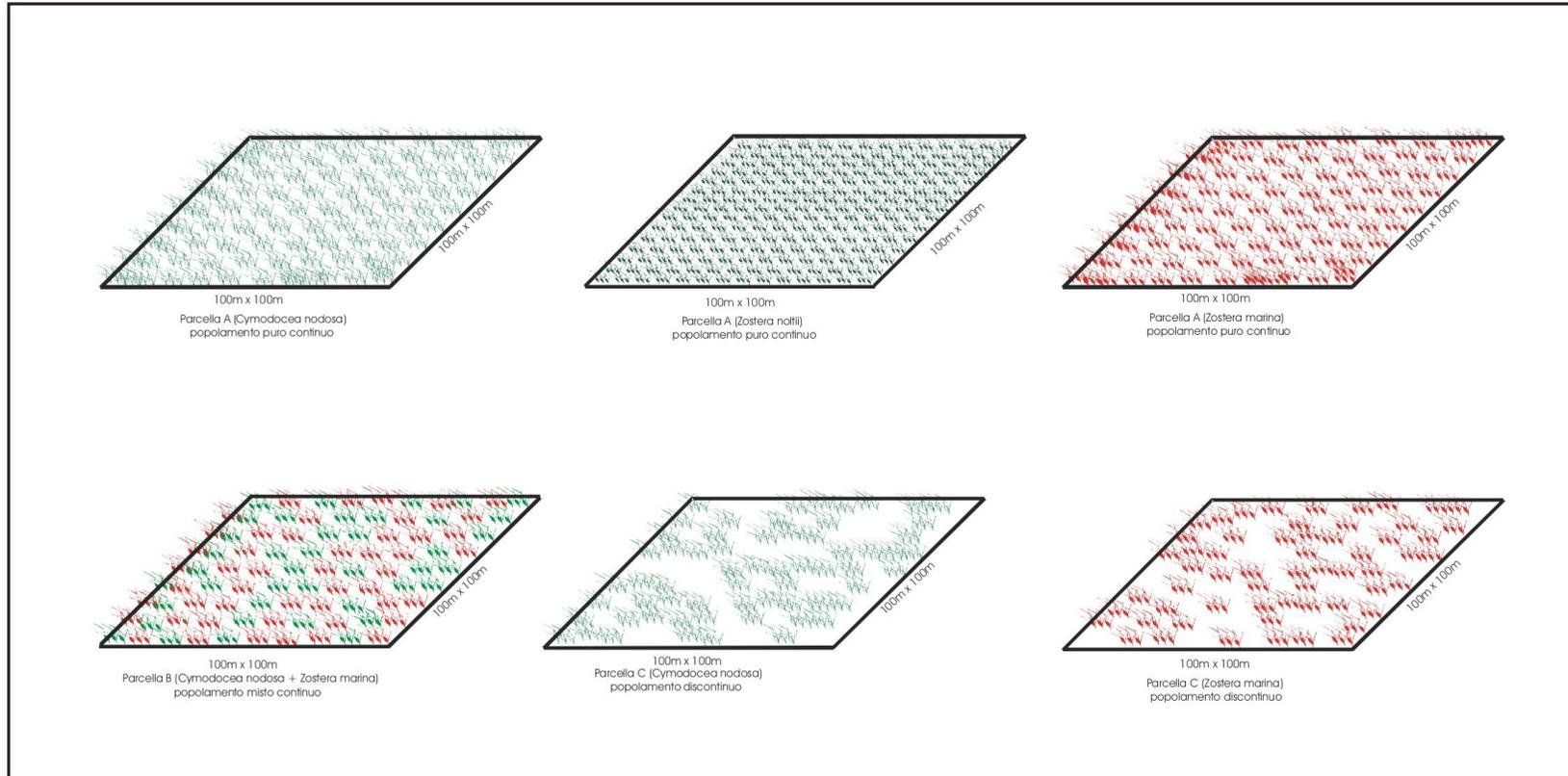


Figura 5-14 Tipologia e caratteristiche di copertura delle praterie a fanerogame nelle sei parcelle sperimentali.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

CYMODOCEA NODOSA - PARCELLA TIPO A

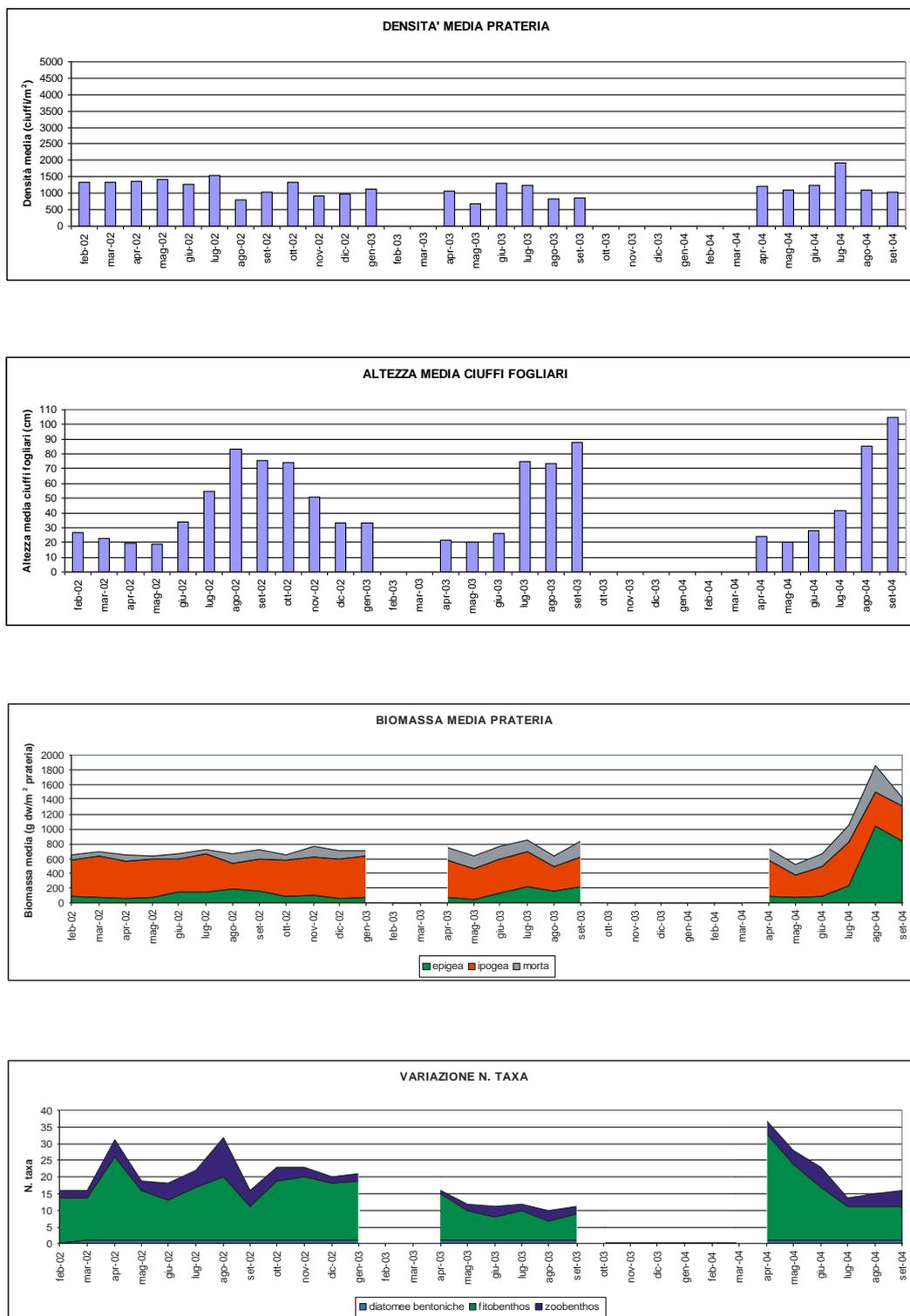


Figura 5-15 Parametri di crescita rilevati nella parcella a *Cymodocea nodosa*.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

CYMODOCEA NODOSA - PARCELLA TIPO A

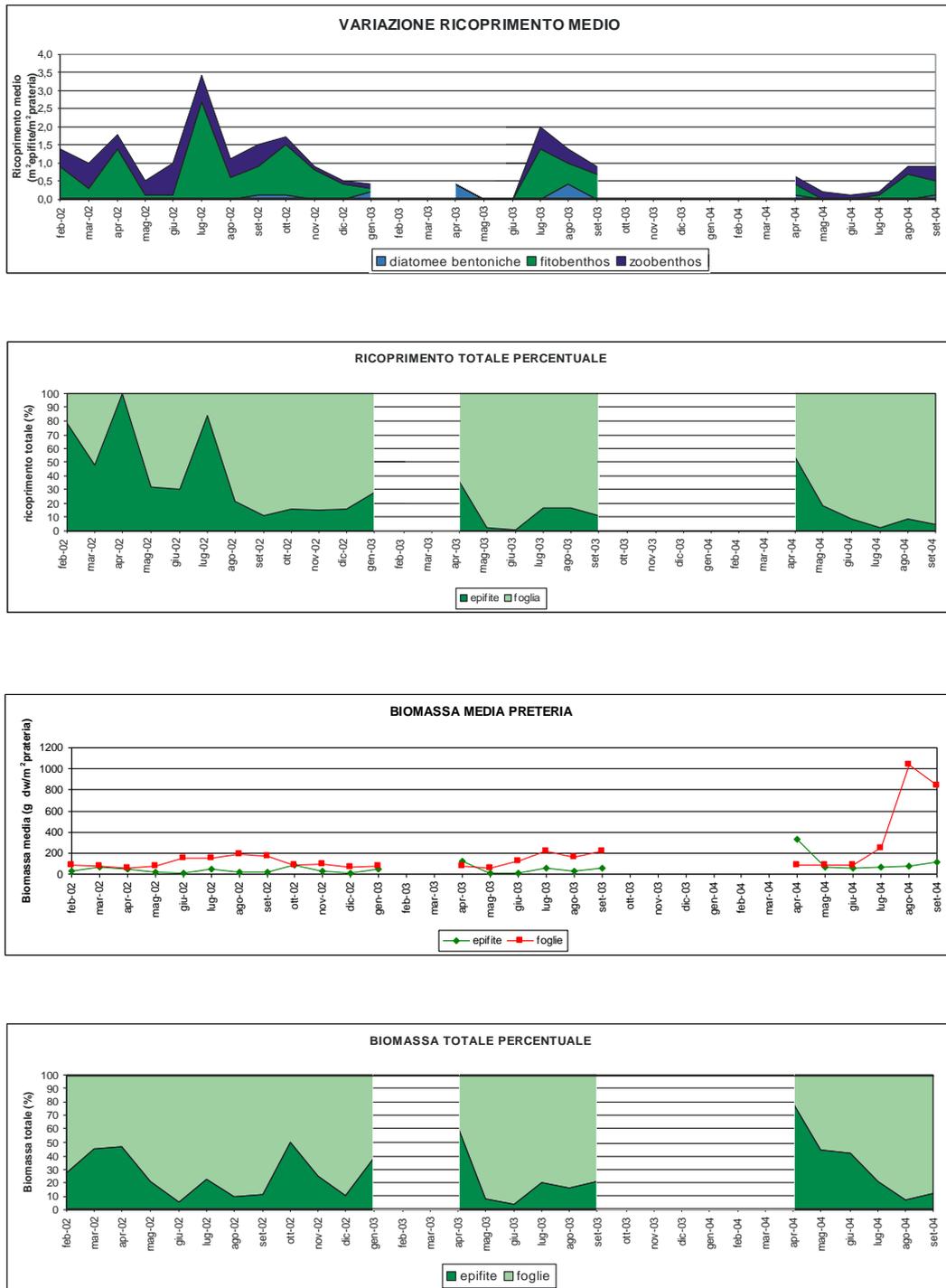


Figura 5-16 Parametri di crescita rilevati nella parcella a *Cymodocea nodosa*.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

ZOSTERA MARINA - PARCELLA TIPO A

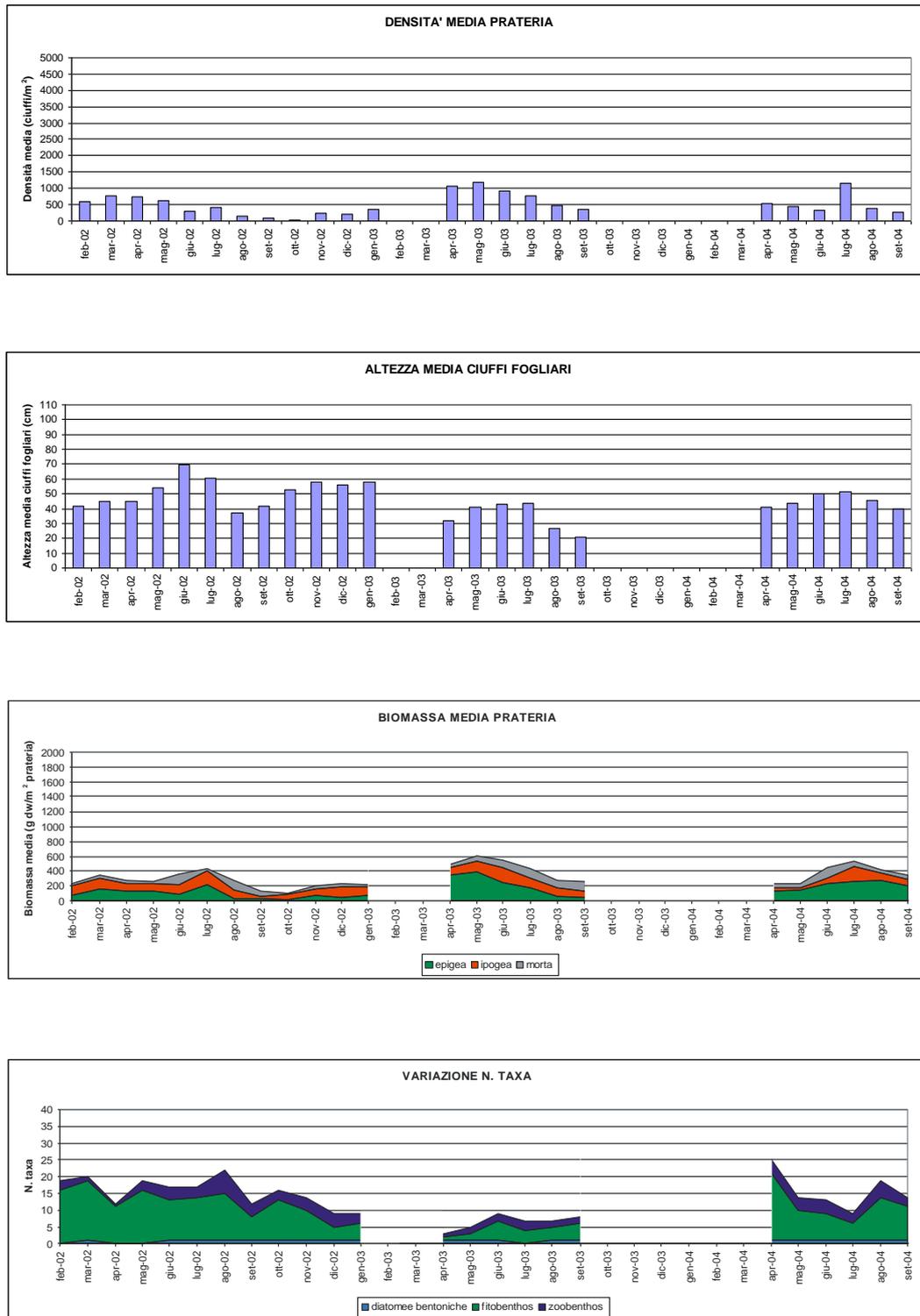


Figura 5-17 Parametri di crescita rilevati nella parcella a *Zostera marina*.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

ZOSTERA MARINA - PARCELLA TIPO A



Figura 5-18 Parametri di crescita rilevati nella parcella a *Zostera marina*.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

ZOSTERA NOLTII - PARCELLA TIPO A

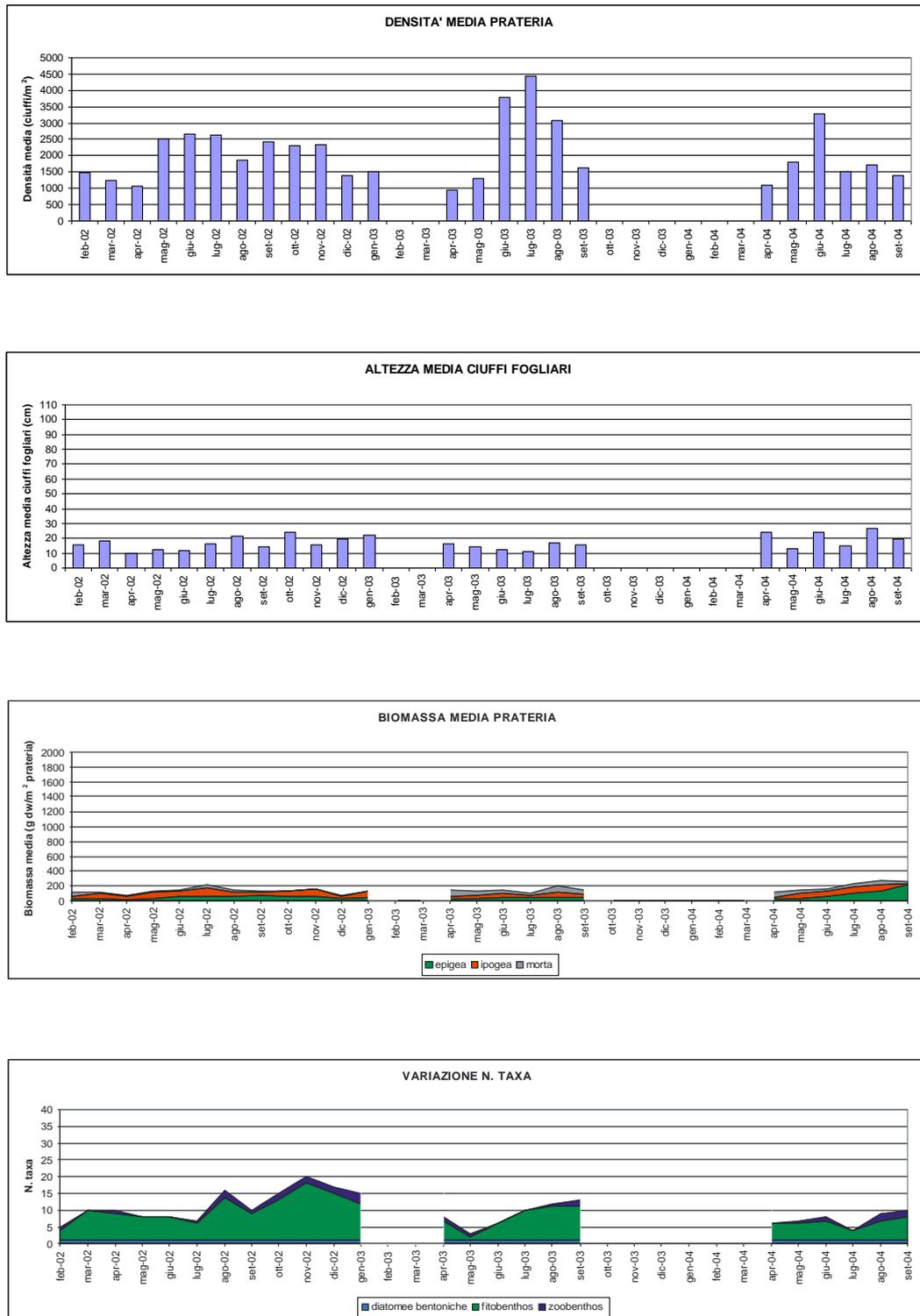


Figura 5-19 Parametri di crescita rilevati nella parcella a *Zostera noltii*.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

ZOSTERA NOLTII - PARCELLA TIPO A

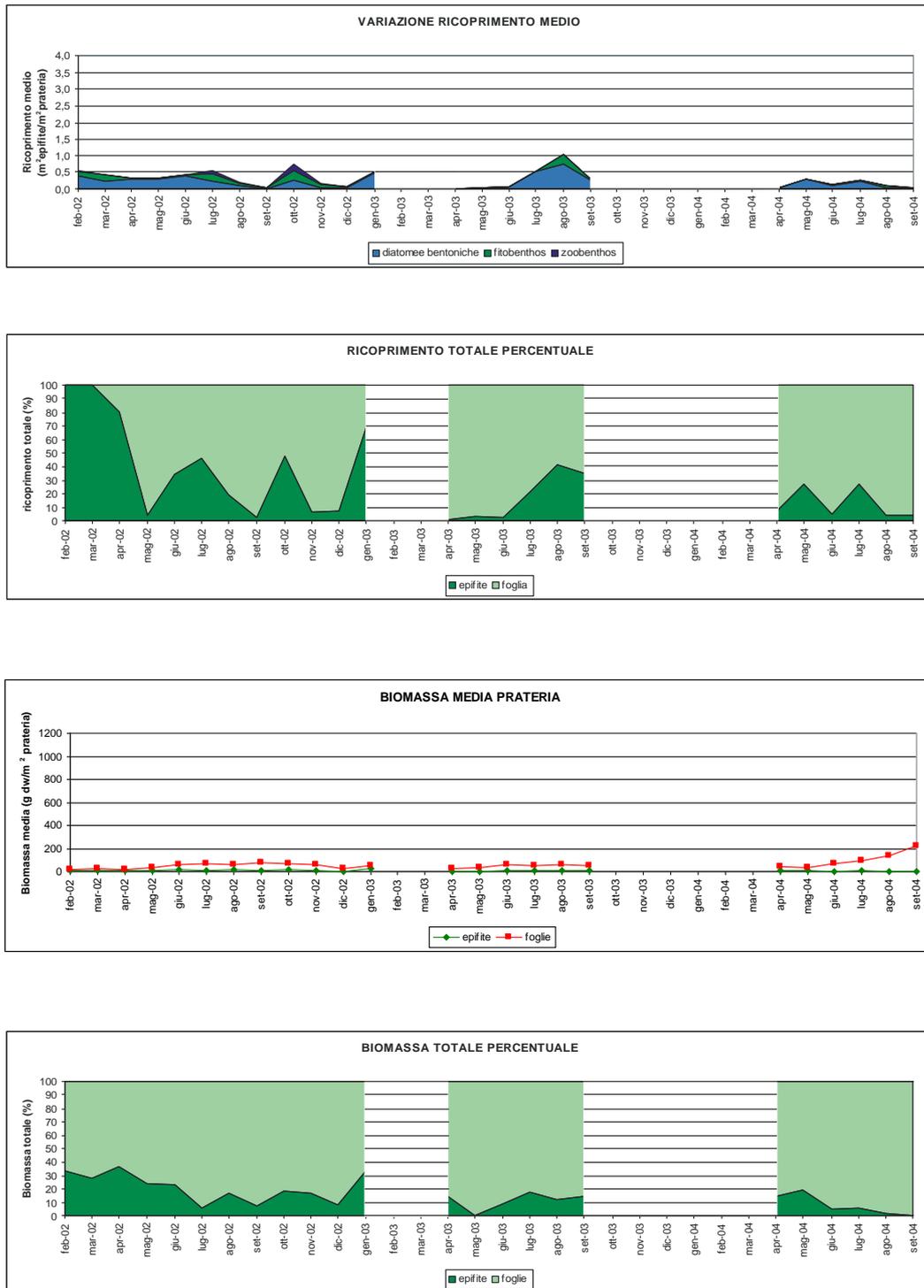


Figura 5-20 Parametri di crescita rilevati nella parcella a *Zostera noltii*.

6. RILIEVO DELLE FANEROGAME MARINE ALLE BOCHE DI PORTO: STUDIO B.6.78/I

6.1 Premessa

Lo Studio B.6.78/I risulta di fondamentale importanza per l'attuale indagine in corso in quanto ha permesso, per quanto riguarda gli ambienti di pregio a fanerogame marine, di definire lo stato di riferimento prima dell'avvio delle opere mobili alle bocche (Magistrato alle Acque, 2005b). La specificità di questo Studio rispetto a tutti gli altri lavori condotti sino ad ora in laguna consiste nel fatto che sono stati assunti una numerosa serie di dati nell'arco delle quattro stagioni in numerose praterie di riferimento (16 a *Cymodocea nodosa* e 2 a *Zostera marina*) strettamente correlate alle tre bocche di porto. La forte specificità mostrata dai parametri descrittivi dalle praterie anche della stessa bocca di porto fa ritenere che i numerosi dati rilevati nelle diverse aree della laguna siano poco rappresentativi in quanto non consentono valutazioni specifiche per le aree di bocca. A questo si associa il fatto che sia lo Studio B.6.78/I, che i rilievi dei monitoraggi MELa2 (Magistrato alle Acque 2003a; 2004 e 2005a) evidenziano una elevata variabilità spaziale, stagionale e inter-annuale nei descrittori funzionali per cause naturali e non legate all'azione antropica. Questo studio, che ha visto l'ultimazione delle attività operative con la campagna stagionale nell'estate 2004, costituisce un approfondimento dei rilievi recentemente eseguiti nell'ambito dello studio Mela2 che hanno permesso di caratterizzare l'intero specchio lagunare e che hanno avuto l'obiettivo di definire e quantificare la distribuzione delle specie di fanerogame marine in queste aree.

Obiettivo dell'indagine è l'acquisizione di dati che permettano di individuare una gamma di variazioni dell'assetto di questa comunità dovute principalmente a fattori "naturali". Tale gamma di valori, da comporre in un quadro conoscitivo finale, unitamente alle altre informazioni circa le caratteristiche fenologiche e produttive delle praterie, andrà confrontata in seguito con le situazioni corrispondenti alle diverse fasi della realizzazione delle opere mobili alle bocche di porto.

Lo studio è composto di due attività tra loro indipendenti ma che risultano strettamente correlate con le indagini condotte nel monitoraggio MELa2: la caratterizzazione delle coperture delle fanerogame in aree strettamente di bocca e la caratterizzazione dei parametri di crescita e delle dinamiche dell'epifitismo.

6.2 Mappatura di dettaglio delle fanerogame marine nell'area delle bocche di porto

Le aree d'indagine hanno interessato tratti di bassofondale posti in prossimità ed all'interno delle bocche di porto; per ogni bocca di porto si è individuata un'area d'interesse potenzialmente sede di praterie a fanerogame. I rilievi sono stati effettuati nei mesi di luglio e settembre interessando gran parte della stagione estiva in modo da poter apprezzare tutte e tre le specie che, come è noto, hanno stagionalità differenti. In questo modo non vi sono state difficoltà né per *C. nodosa*, comunque presente da maggio ad ottobre, né per *Z. marina* e *Z. noltii*, ben sviluppate in primavera e in estate.

La mappatura è stata realizzata utilizzando i medesimi protocolli adottati per la mappatura del MELa2 sia per quanto riguarda le fasi di campo che di elaborazione dati (Magistrato alle Acque, 2002). I controlli durante la fase desk hanno incluso la verifica dei valori assegnati a ciascuna patch vegetazionale cartografata ed un confronto con le informazioni fotografiche remote, utilizzando ortofoto aeree (georeferenziate ed ortorettificate) e immagini telerilevate da satellite (satellite IKONOS, bande del visibile con immagini pancromatiche con risoluzione 1 metro e bande dell'infrarosso, con risoluzione 3 metri). Sulla base delle metodologie descritte si è giunti alla realizzazione, su supporto informatico, di un prodotto cartografico, prodotto in scala 1:5000 in ambiente ESRI ArcGIS 8.2, realizzato grazie all'utilizzo della tecnologia DGPS e alla fase di screening nella quale sono state utilizzate le immagini telerilevate.

Bocca di Porto di Lido (Figura 6-1)

L'area della bocca di Lido è di grande interesse; essa presenta sedimenti con buona frazione sabbiosa ed elevato idrodinamismo, ma le acque veicolano, in uscita, un certo carico organico che deriva dai liquami urbani dell'area insulare veneziana, prevalentemente non trattati, e in parte anche dell'area di terraferma, solo parzialmente trattati. Il mappaggio del 1997 (Tagliapietra et al., 1999) ha messo in evidenza una significativa espansione delle coperture complessive rispetto al dato del 1990. È però necessario tener presente che nelle indagini del 1990 non sono stati considerati i popolamenti situati su fondali profondi più di 2 m. Il rilievo del 2002 ha evidenziato fortissimi arretramenti sulle velme del Bacàn di *Zostera noltii* e un sensibile incremento di quelle a *Cymodocea nodosa*.

Per quanto riguarda *Zostera noltii*, questa ha evidenziato, dal 1990 ad oggi, una completa scomparsa nella porzione settentrionale del bassofondo antistante S. Erasmo. Anche i popolamenti prima segnalati lungo il Canale di Crevàn sono completamente assenti. Nella porzione sud, invece, i popolamenti rilevati non presentano una copertura significativamente modificata rispetto al 1990. Considerando i dati acquisiti e il contributo di un limitato

mappaggio condotto nell'area nel 1999 (Magistrato alle Acque, 1999a), è possibile ipotizzare come questa forte tendenza regressiva possa avere avuto inizio verso la metà degli anni '90.

Per quanto riguarda *Cymodocea nodosa*, il mappaggio del 1990 aveva rilevato solamente una limitata copertura sulla secca del Bacàn, lungo il bordo del Canale di S. Nicolò. Già la citata indagine del 1997 consentiva di apprezzarne la tendenza all'incremento, in entrambi i lati della secca, così come confermato dal presente intervento. Tenuto conto dell'imprecisione delle precedenti mappature, non dedicate specificatamente all'indagine di un'area, non è possibile riportare variazioni d'ampiezza delle praterie, ma certamente la situazione attuale rende conto di una notevole presenza di questa specie (Magistrato alle Acque, 2002). Va considerato che, a differenza di quanto si vedrà per le altre bocche, lungo i tratti centrali della diga nord non si riscontra la presenza di questa specie, anche se sarebbero disponibili fondali con batimetria idonea.

Bocca di Porto di Malamocco

Le osservazioni effettuate per *Cymodocea nodosa* a conclusione dell'indagine MELa2 hanno indicato un incremento delle coperture, e il presente rilievo ha quantificato, nell'ambiente di bocca vero e proprio, 3,38 ha di praterie. *Z. marina* e *Z. noltii*, più all'interno, hanno registrato, rispetto al 1990, regressioni sia verso nord, sui bassofondali in direzione dell'isola di Poveglia, sia sui bassofondali in fregio al canale Valgrande (Figura 6-2). Per quanto riguarda *C. nodosa*, va registrato un fenomeno di media regressione, in corrispondenza della copertura posta lungo la diga nord, nel tratto concavo dove recentemente sono stati eseguiti lavori di ristrutturazione della diga.

Bocca di Porto di Chioggia

Il presente mappaggio comprende le praterie presenti a Ca' Roman, in prossimità del vertice a laguna della diga nord (cosiddetta punta della "Madonnina"), che si estendono per 7,27 ha (Figura 6-3). Non sono state riscontrate altre coperture in bocca, poiché il canale degrada rapidamente dai massi delle dighe. I recenti interventi di ripristino e rettificazione della diga sud, in corrispondenza del porticciolo rifugio, hanno comportato l'eliminazione delle peraltro limitatissime coperture una volta presenti. Variazioni rispetto al 1990 si sono avute nelle aree più interne alla bocca di porto nell'area di Valleselle Sotto Vento, a causa delle attività di allevamento regolamentato del Tapes che hanno determinato la scomparsa di circa 200 ha di praterie.

6.3 Caratteristiche fenologiche delle fanerogame marine nelle bocche di Porto

L'acquisizione e valutazione di alcuni parametri significativi dei sistemi a fanerogame marine nelle aree di bocca risultano di fondamentale importanza per definire gli intervalli di variazione naturali utili per valutare, se ci saranno, gli eventuali scostamenti in conseguenza degli impatti provenienti dalle attività di cantiere.

L'acquisizione di una serie di "immagini" stagionali delle caratteristiche fenologiche delle praterie valutate su una rete di 18 stazioni, 6 per bocca di porto, ha permesso di fornire un quadro annuale delle variazioni dei principali parametri che ne identificano la fisionomia e le dinamiche di sviluppo. I dati acquisiti hanno permesso di mettere in luce un'ampia gamma di variazioni dell'assetto di queste comunità che sono dovute a molteplici fattori quali le oscillazioni naturali dei popolamenti, la stagionalità, la localizzazione dei siti ed i rapporti e interazioni tra i fattori biotici e abiotici. Tenuto conto che nelle aree lagunari antistanti le bocche di porto sono presenti solamente alcune tipologie di praterie a fanerogame, complessivamente nelle tre bocche sono stati individuati 18 siti: 16 a *Cymodocea nodosa* e 2 a *Zostera marina*. Nella tabella 6-1 sono riportate le coordinate GAUSS-BOAGA delle stazioni di rilievo e nelle figure 6-1 - 6-3 la loro disposizione geografica in relazione alle praterie a fanerogame.

I campionamenti sono stati eseguiti con frequenza stagionale seguendo il seguente calendario:

I campagna	fine estate 2003
II campagna	fine autunno 2003
III campagna	fine inverno 2003-2004
IV campagna	fine primavera 2004

Gli indicatori ritenuti sufficientemente sensibili, ma anche relativamente stabili nel tempo per permettere di cogliere le possibili variazioni ambientali delle aree investigate, sia nell'ambito del decorso annuale (attraverso la progressione stagionale) sia per un confronto tra gli anni, sono stati i seguenti:

- grado di copertura (%) e densità della prateria (n° ciuffi/m²);
- altezza dei ciuffi;
- altezza della ligula¹;
- presenza e quantificazione dei ciuffi germinativi (*Z. marina*) o di semi (*C. nodosa*);
- determinazione del numero, della copertura e della biomassa delle epifite macroalgali e zoobentoniche riferito ai ciuffi più vecchi e quindi più epifitati;

¹ parte basale della foglia dove è presente il meristema.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

- LAI (Leaf Area Index = superficie fotosintetica attiva);
- N. di foglie per ciuffo;
- stima in % della parte viva (verde) rispetto a quella morta (scura) dei ciuffi;
- presenza di rizomi morti.

Bocca di porto di Lido (Tabella 6-2 e Figura 6-1)

Le sei praterie della bocca di Porto di Lido sono risultate nelle quattro stagioni stabili sia nella tipologia che nella copertura dei popolamenti che le costituiscono. Tutte le stazioni selezionate hanno come specie esclusiva o principale la fanerogama *C. nodosa* con coperture nell'intorno della stazione del 80-90%. La presenza delle altre due fanerogame (*Z. marina* e *Z. noltii*) è apparsa limitata essendo state rinvenute nei rilievi solo in alcune stagioni e con pochi ciuffi.

Lo stato generale delle piante di *C. nodosa* è apparso buono, con l'apparato fogliare rigoglioso ed integro in estate ed in autunno e in riduzione nei mesi invernali, soprattutto nei siti con bassa profondità più esposti agli eventi esterni a causa dell'arresto della crescita fogliare e alla perdita di foglie. In generale non sono stati osservati fenomeni di necrosi, depositi di sedimento sulle lamine o un'eccessiva presenza di rizomi morti non riferibili ad una condizione naturale. La presenza di semi nei campionamenti è da considerarsi un fatto positivo in quanto conferma, come peraltro osservato negli altri parametri, che le piante svolgono con regolarità i processi vitali, sia vegetativi che riproduttivi.

Le marcate variazioni tra le stagioni che si rilevano in molti parametri esaminati, come ad esempio le dimensioni massime delle foglie (che in media raggiungono 70-80 cm con punte superiori al metro e minimi che sono in media anche di 10-15 cm nei siti più superficiali) e l'elevato range del LAI o del numero di foglie per ciuffo indicano che *C. nodosa* è soggetta a forti fluttuazioni stagionali più o meno marcate in relazione al sito in cui la stazione è collocata.

In quasi tutte le stazioni è apparso evidente un accentuato approfondimento del rizoma plagiotropo associato ad un marcato allungamento della parte inferiore del ciuffo fogliare (ligula) e del rizoma ortotropo.

Il rapido rinnovo delle foglie nel ciuffo che si ha dalla tarda primavera sino al termine dell'estate determina in questi mesi una minore presenza di epifite sulle lamine fogliari particolarmente evidente nel numero di taxa totali, nel numero di taxa medio per ciuffo e nella loro copertura e biomassa.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

L'analisi statistica ANOVA (Tabelle 6-5 e 6-6) eseguita sulle repliche dei parametri strutturali ritenuti più significativi quali la densità dei ciuffi, l'altezza della foglia, l'altezza della ligula, il numero di epifite medio per ciuffo, il loro ricoprimento e la loro biomassa, denota:

- tra le **stazioni** una diversità statistica ($P < 0,05$) per i parametri strutturali delle medesime stagioni;
- tra le **stagioni** una diversità statistica ($P < 0,05$) dei parametri strutturali della medesima stazione.

Viene quindi confermata l'elevata variabilità tra le stagioni dovuta al fatto che *C. nodosa* risente delle pronunciate variazioni climatiche (es. temperatura dell'acqua) che si determinano nel nord Adriatico e in particolare nella Laguna di Venezia (Magistrato alle Acque 2004b).

Di particolare interesse è però il fatto che anche nello stesso periodo dell'anno i parametri strutturali che descrivono le singole praterie risultano statisticamente diversi con elevata frequenza.

Bocca di porto di Malamocco (Tabella 6-3 e Figura 6-2)

Le praterie situate nelle stazioni della bocca di Malamocco non hanno evidenziato mutamenti nel loro assetto generale nel corso delle quattro stagioni e la tipologia delle fanerogame è rimasta invariata: cinque erano caratterizzate da *C. nodosa* ed una da *Z. marina* con coperture per ambedue sempre dell'ordine del 80-90%. La presenza di altre specie, oltre quella principale, non è stata sempre costante nelle stagioni per la loro limitata distribuzione e abbondanza.

Le praterie poste nel lato sud della bocca di porto (M3, M4, M5 e M6), sono risultate molto estese, con coperture continue (100%) e monospecifiche mentre quelle poste a nord della bocca erano meno ampie ed uniformi, continue nell'intorno della stazione (15-20 m dal centro) ma discontinue e non più monospecifiche verso l'interno delle velme per la presenza anche di *N. noltii*.

Nelle stazioni di questa bocca di porto non sono state osservate variazioni significative negli assetti fondamentali delle praterie, e quelle osservate rientrano all'interno del range di variabilità tipico di queste due specie per gli ambienti lagunari dove le dinamiche stagionali risultano più accentuate rispetto ad altre località. Come già visto nei vari lavori, *Z. marina* ha mostrato, nell'arco dell'anno, una maggiore stabilità dei parametri strutturali (densità, numero di foglie per ciuffo e LAI) rispetto a quanto evidenzia invece *C. nodosa*. I parametri strutturali indicano un buono stato generale delle praterie esaminate per ambedue le specie e un apparato fogliare rigoglioso e integro con la frazione verde della foglia sempre superiore al 95% rispetto a quella "morta". In tutte le stazioni non sono stati osservati marcati fenomeni di necrosi, depositi di sedimento sulle lamine o una eccessiva presenza di rizomi morti che

non sia riferibile al normale ciclo di queste piante acquatiche. Il rinvenimento di semi di *C. nodosa* conferma che anche in queste praterie, come già visto in quelle della bocca di Lido, oltre ai processi vegetativi si svolgono con regolarità anche quelli riproduttivi.

L'analisi statistica ANOVA (Tabelle 6-5 e 6-6) eseguita sui valori dei parametri strutturali ritenuti più significativi ha evidenziato:

- tra le **stazioni** una diversità statistica ($P < 0,05$) per i parametri strutturali della medesima stagione;
- tra le **stagioni** una diversità statistica ($P < 0,05$) dei parametri strutturali della medesima stazione.

Si riconferma quindi l'elevata variabilità e specificità che hanno i parametri strutturali di ogni singola prateria in seguito alla marcata variazione climatica nell'anno e allo specifico assetto morfologico, idrodinamico e chimico-trofico delle acque presente in ogni sito. Ogni singola stazione viene quindi ad assumere un suo assetto condizionato non solo dalle caratteristiche fisiologiche specifiche della singola specie, ma anche da quelle ambientali quali la batimetria, la tipologia del sedimento, il grado di sedimentazione, la torbidità e l'idrodinamismo.

Bocca di porto di Chioggia (Tabella 6-4 e Figura 6-3)

Le praterie della bocca di porto di Chioggia, hanno evidenziato variazioni del loro assetto riconducibili solamente a quelle tipicamente stagionali. La tipologia della prateria è rimasta sempre prevalentemente monospecifica con coperture omogenee ed elevate (90-100%) almeno per cinque delle sei stazioni. Nella stazione C2 la prateria ha registrato un calo delle coperture dal 100% nel primo campionamento al 70-80% e poi al 60% nell'ultimo campionamento. Sulla base delle osservazioni di campo e dei rilievi aerei è plausibile che la riduzione di copertura sia dovuta ad una parziale estirpazione in seguito alle attività gestite di allevamento del *Tapes* che hanno parzialmente sconfinato dalle loro aree.

Le differenti caratteristiche morfologiche dei siti di questa bocca di porto influiscono sensibilmente sulle caratteristiche della prateria. La prateria della stazione C3 posta in una velma a basso fondale, con basse idrodinamiche e tassi sedimentari e quasi emergente in bassa marea, denota le più elevate densità dei ciuffi ma anche le più basse dimensioni della foglia e della ligula. Viceversa le praterie delle stazioni C5 e C6, situate in aree con idrodinamiche elevate, profondità maggiori e sedimenti nettamente sabbiosi, si caratterizzano per densità meno accentuate ma dimensioni della foglia e soprattutto della ligula (ed del rizoma ortotropo) elevate per contrastare i trend sedimentari. Particolarmente elevati sono infatti i valori del LAI di queste due stazioni in conseguenza delle dimensioni delle foglie e del numero di ciuffi.

In generale i parametri strutturali rientrano nella norma dei valori e le variazioni osservate si collocano nei range lagunari. L'apparato fogliare è risultato integro soprattutto nei mesi in cui si ha una attiva produzione di foglie, con assenza di fenomeni necrotici anomali e una frazione viva della foglia sempre elevata in tutte le stagioni (>92%). Nei sedimenti non è mai stata osservata una anomala presenza di rizomi morti sia nelle praterie a *C. nodosa* sia in quelle a *Z. marina* dove solitamente il fenomeno è più evidente per la minore vita media dei rizomi.

Come nella bocca di Malamocco, la prateria a *Z. marina* ha mostrato una dinamica di sviluppo differente da *C. nodosa*, più regolare nell'arco dell'anno (vedi densità, n. foglie per ciuffo, LAI) anche se più accentuata nei mesi invernali e primaverili (es. LAI), quando invece *C. nodosa* è in una fase di quiescenza o inizia la ripresa vegetativa con la risalita delle temperature e con l'aumento delle ore di luce.

L'analisi statistica ANOVA (Tabelle 6-5 e 6-6) conferma come per le altre due bocche che:

- tra le **stazioni** è presente una diversità statistica ($P < 0,05$) per i parametri strutturali della medesima stagione;
- tra le **stagioni** è presente una diversità statistica ($P < 0,05$) per i parametri strutturali della medesima stazione.

Complessivamente si riconferma, quindi, l'elevata variabilità e specificità che ogni prateria assume dal punto di vista spaziale al variare della morfologia, idrodinamica e delle caratteristiche chimico-trofiche delle acque, e nelle stagioni al variare delle condizioni meteo-climatiche.

6.4 L'epifitismo delle fanerogame marine

Le fanerogame marine costituiscono un habitat che favorisce lo sviluppo di una elevata varietà di organismi sessili appartenenti alle macroalghe e allo zoobenthos. Solo negli ultimi decenni si è iniziato a valutare l'importanza delle epifite algali (micro e macroalgali) in quanto risultano una delle principali vie di trasferimento diretto dell'energia dal compartimento dei produttori a quello dei consumatori (Mazzella et al., 1992). Studi specifici hanno, infatti, evidenziato che la composizione chimico-organica degli epifiti algali risulta di più facile assimilazione rispetto a quella delle lamine delle fanerogame marine da parte da parte dei Policheti, Molluschi, Crostacei, Anfipodi e Decapodi (Gambi et al., 1992). In alcuni casi è stato notato che la distribuzione spaziale e temporale di questi organismi segue quella degli epifiti algali (Zupo, 1994). Da non dimenticare, inoltre, che diversi studi hanno messo in evidenza che le epifite presenti sulle lamine fogliari possono portare ad una attenuazione

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

della luce disponibile alla pianta per i processi fotosintetici anche del 15–50% (Bulthuis e Woelkerling, 1983; Sand–Jensen, 1977).

In particolare per la laguna di Venezia e ancor più specificatamente per *C. nodosa*, le dinamiche dell'epifitismo risultano strettamente correlate con il tempo di ricambio delle foglie che, come si è già ricordato, varia sia con le stagioni sia da specie a specie. Numerosi sono i lavori relativi all'epifitismo di *Z. marina* lungo le coste europee ed americane (Brauner, 1975; Cullinane et al., 1985; Jacobs et al., 1983), mentre pochi sono quelli in cui la specie di riferimento è *C. nodosa* (Mazzella et al., 1993; Cancemi, 1991; Curiel et al., 1996b, 1998).

Uno specifico lavoro (Curiel et al., 1996b), fatto in un'area lagunare vicina all'imboccatura del porto di Malamocco allo scopo di identificare le epifite macroalgali delle fanerogame marine *C. nodosa* e *Z. marina*, ha verificato che non vi sono evidenti relazioni di specificità tra le epifite delle due specie per quanto attiene gli aspetti qualitativi, ma che ad influenzare le dinamiche colonizzative sono principalmente l'idrodinamismo e batimetria del sito che regolano soprattutto gli aspetti quantitativi.

Il monitoraggio MELa2, relativamente alla linea di indagine delle comunità bentoniche di substrato mobile dell'intera laguna (Magistrato alle Acque, 2004), ha evidenziato il ruolo positivo delle praterie a fanerogame marine nel condizionare le dinamiche di colonizzazione e la biodiversità delle comunità algali. In presenza di fanerogame marine la comunità algale epifita risulta più complessa e maggiormente bilanciata e strutturata.

L'epifitismo sulle fanerogame marine è stato preso in esame come indicatore di riferimento per valutare lo stato di qualità delle fanerogame marine delle aree di bocca di porto in qualità di:

- parametro che rende conto della biodiversità del sito sia come numero di specie che la compongono, sia come complessità della struttura della comunità;
- parametro che rende conto dell'abbondanza e tipologia della colonizzazione delle lamine fogliari.

Nelle tabelle 6–2 – 6–4 e nelle figure 6–4 – 6–6 sono rappresentati sinteticamente i range e gli andamenti rilevati nelle quattro stagioni degli indicatori di riferimento dell'epifitismo. L'analisi multivariata (cluster analysis e la MDS) complessiva per bocche evidenzia la presenza di un gradiente ecologico diretto dalla bocca di Lido verso quella di Chioggia lungo il quale si osserva un incremento della biodiversità complessiva, come confermano anche i dati floristici e faunistici (81 taxa complessivi a Lido, 86 taxa complessivi a Malamocco e 90 taxa complessivi a Chioggia). Questo gradiente "ecologico" non è nuovo per studi faunistici e

vegetazionali per la Laguna di Venezia, essendo già stato evidenziato nel monitoraggio MELa2 relativo alle comunità bentoniche di substrato molle dei tre bacini lagunari (Magistrato alle Acque, 2004).

Come per i parametri fenologici delle fanerogame, anche i parametri delle epifite (n. taxa medio, ricoprimento e biomassa) mettono in evidenza la marcata diversità delle dinamiche di colonizzazione sia tra le stagioni che tra le stazioni della stessa bocca di porto (Figure 6-4 - 6-6). Un'accurata valutazione dei dati basata sull'analisi della varianza (ANOVA) ha permesso il confronto, sia tra le stazioni che tra le stagioni, dei parametri relativi all'epifitismo confermando che nelle praterie di ogni bocca le medie dei parametri esaminati risultano statisticamente differenti essendo diversa la loro varianza ($P < 0.05$).

6.5 Considerazioni ed importanza dei dati dello Studio B.6.78/I

I rilievi condotti nelle quattro campagne non hanno messo in evidenza sostanziali variazioni nell'assetto generale delle singole praterie. Le variazioni osservate nei parametri strutturali sono quindi essenzialmente da ricondurre al trend stagionale particolarmente evidente per *C. nodosa*. Questo dato di stabilità generale è importante perché conferma che tra il primo e l'ultimo campionamento si sono mantenuti i requisiti di stabilità richiesti dallo studio, per permettere l'esecuzione di un programma di controlli stagionali ed eventualmente pluriennale.

Solamente nella stazione C2 situata nel porto di Chioggia è stata osservata una regressione della prateria, regressione che va però collegata all'allevamento gestito che, estendendo le operazioni anche all'esterno dei perimetri di concessione, ha causato la rarefazione delle fanerogame nelle aree limitrofe.

Una prima valutazione, basata sui valori medi e sui range di variazione dei parametri tra le stazioni e tra le stagioni, giunge ad una raffigurazione sostanzialmente simile tra le 16 praterie a *C. nodosa* da un lato e le 2 praterie a *Z. marina* dall'altro.

L'assunzione di dati specifici per ogni stazione ha permesso di definire per ogni prateria un range di variazione dei parametri strutturali che permette di valutare nel tempo se le attività dei cantieri modificheranno il quadro generale ora assunto. Come già detto in precedenza le differenze riscontrate tra le stazioni nello stesso periodo vanno correlate sostanzialmente alla diversa morfologia, idrodinamica, batimetria e tipologia del sedimento in cui le praterie a fanerogame sono situate.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Questa differenza si manifesta sia per quanto riguarda le caratteristiche fenologiche delle fanerogame (densità e dimensioni) sia per quanto attiene gli aspetti relativi all'epifitismo, espresso come numero di individui e loro abbondanza (ricoprimento e biomassa). Se tra *C. nodosa* e *Z. marina* era prevedibile attendersi una differenza statisticamente significativa tra le medie dei parametri strutturali, meno prevedibile è quella che si riscontra tra le praterie della medesima specie soprattutto per quanto riguarda *C. nodosa*. Questa variabilità conferma come la diversa morfologia dei siti, la loro idrodinamica e tipologia dei sedimenti siano in grado di differenziare le praterie della medesima specie. A titolo esemplificativo, la variabilità del dato nell'ambito della stessa stazione è giustificata dal fatto che nei siti di bordo canale si passa rapidamente da profondità comprese tra 1.5 e 2.0 m sul lato canale, con ciuffi molto sviluppati in lunghezza e densità fitte, a profondità di poche decine di centimetri verso l'interno della velma, con evidenza di ciuffi di ridotte dimensioni e densità più rade.

Questa differenza statistica è frequente anche considerando globalmente i dati di ogni singola bocca ed eseguendo quindi un confronto tra le tre bocche (Tabelle 6-5 e 6-6). La maggiore diversità complessiva fra le tre bocche, come conferma la significatività statistica di tutti i parametri, si riscontra nella tarda primavera quando le dinamiche di crescita della pianta sono tra le più elevate. La minore diversità tra le praterie, come evidenzia la non significatività dei parametri densità, numero di taxa e biomassa si rileva invece in inverno quando le dinamiche di crescita sono nel loro complesso rallentate. L'analisi statistica ha dato il medesimo esito anche escludendo dalla valutazione globale le due stazioni a *Z. marina* e confrontando solo i dati per *C. nodosa*.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Bocca di porto di Lido

	Est (m)	Nord (m)
L1	2318330	5036245
L2	2319215	5036511
L3	2316880	5034666
L4	2316043	5034977
L5	2315520	5035016
L6	2314780	5034338

Bocca di porto di Malamocco

	Est (m)	Nord (m)
M1	2310067	5025706
M2	2309527	5025250
M3	2309662	5022257
M4	2309636	5023165
M5	2307675	5024369
M6	2306795	5024111

Bocca di porto di Chioggia

	Est (m)	Nord (m)
C1	2305286	5011807
C2	2305198	5013720
C3	2304976	5012630
C4	2305515	5012644
C5	2306411	5012350
C6	2306837	5013530

Tabella 6-1 Coordinate GAUSS-BOAGA delle stazioni di monitoraggio delle tre bocche di porto.

	Bocca di Lido					
	L1	L2	L3	L4	L5	L6
Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²)	794-1119	784-1432	1321-2697	1225-1931	704-1107	775-1429
Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²)	0	0-12	0	0	0	0
Densità <i>Z. noltii</i> (ciuffi/m ²)	0-37	0-37	0	0	0-22	0-3
Densità ciuffi fertili/m ² (<i>Z. marina</i>) semi/m ² (<i>C. nodosa</i>)	0-27	0-12	0-5	0	0-130	0
Copertura prateria (%)	70-80	90-100	90-100	100	80-90	90
Altezza media ciuffi (cm)	30.9-45.1	20.6-42.6	17.7-41.7	19.6-56.8	22.7-44.2	24.3-60.9
Altezza ligula (cm)	6.1-11.8	7.8-10.3	6.5-8.6	6.4-10.2	6.6-9.6	7.2-10.9
N. foglie/ciuffo	1.3-4.4.4	1.3-2.7	1.4-3.5	1.4-3.4	1.2-3.5	1.3-4.3
LAI (Leaf Area Index)	0.5-6.0	0.5-3.8	0.7-9.9	0.6-7.0	0.5-3.4	0.6-6.4
% parte viva ciuffo	88.4-99.9	92.3-99.7	98.3-99.9	98.2-99.8	98.3-99.6	95.5-99.9
Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie	no	no	no	no	no	no
Rilevante presenza di rizomi morti	no	no	no	no	no	no
N. taxa Elenco floristico totale	41	51	43	37	39	52
N. taxa totale complessivo	13-34	11-36	13-30	9-27	12-25	16-35
N. taxa medio/ciuffo	9.8-16.3	8.2-17.5	9.0-17.5	6.8-13.9	8.5-16.1	10.2-18.5
Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare	0.076-0.818	0.082-0.486	0.109-0.743	0.114-0.328	0.172-0.440	0.090-0.682
Ricoprimento %	7.6-81.8	8.2-48.6	10.9-74.3	11.4-32.8	17.2-44.0	9.0-68.2
Biomassa epifite g p.s./m ² lamina fogliare	11.4-209.2	20.2-232.3	2.4-313.9	3.3-172.3	5.8-209.4	9.0-207.1

Tabella 6-2 Range annuale dei valori dei parametri strutturali rilevati nella bocca di Lido.

	Bocca di Malamocco					
	M1	M2	M3	M4	M5	M6
Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²)	0	992-1801	1225-2189	955-1544	1265-1875	1035-1931
Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²)	220-326	0	0	0	0	0
Densità <i>Z. noltii</i> (ciuffi/m ²)	0	0-56	0-25	0	0	0
Densità ciuffi fertili/m ² (<i>Z. marina</i>) semi/m ² (<i>C. nodosa</i>)	0	0-230	0	0-124	0	0-73
Copertura prateria (%)	80	90	100	100	100	100
Altezza media ciuffi (cm)	26.3-46.5	18.5-74.3	12.1-46.8	13.9-44.6	21.1-41.0	11.6-40.3
Altezza ligula (cm)	6.3-8.4	6.7-13.6	4.8-9.3	6.5-9.6	5.5-8.8	4.7-8.6
N. foglie/ciuffo	3.8-4.2	1.5-3.9	1.7-3.8	1.3-3.8	1.3-4.1	1.3-4.3
LAI (Leaf Area Index)	0.7-2.3	0.7-13.1	0.4-8.8	0.3-6.4	0.9-6.1	0.4-8.0
% parte viva ciuffo	93.8-97.8	97.2-99.9	95.2-99.8	95.9-99.9	97.8-99.8	95.6-99.9
Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie	no	no	no	no	No	no
Rilevante presenza di rizomi morti	no	no	no	no	No	no
N. taxa Elenco floristico totale	44	46	50	46	48	48
N. taxa totale complessivo	15-34	15-33	15-36	14-34	13-39	12-33
N. taxa medio/ciuffo	9.0-19.5	11.7-19.1	12.2-16.7	11.2-20.0	11.2-23.3	10.5-16.4
Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare	0.045-0.089	0.105-0.889	0.181-0.883	0.166-0.697	0.139-1.039	0.130-0.669
Ricoprimento %	4.5-8.9	10.5-88.9	18.1-88.3	16.6-69.7	13.2-100	13.0-66.9
Biomassa epifite g p.s./m ² lamina fogliare	1.7-7.8	5.6-178.0	2.4-169.5	2.9-828.3	2.1-181.8	0.9-166.7

Tabella 6-3 Range annuale dei valori dei parametri strutturali rilevati nella bocca di Malamocco.

	Bocca di Chioggia					
	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²)	0	732-1107	1609-2155	1206-1519	1085-1383	1045-1423
Densità <i>Z. marina</i> (ciuffi/m ²)	344-546	0	0	0	0	0
Densità <i>Z. noltii</i> (ciuffi/m ²)	0	0	0	0	0	0
Densità ciuffi fertili/m ² (<i>Z. marina</i>) semi/m ² (<i>C. nodosa</i>)	0-19	0	0-28	0	0	0
Copertura prateria (%)	80-90	60-100	100	100	100	100
Altezza media ciuffi (cm)	30.3-57.5	17.7-77.0	11.4-33.6	16.8-81.6	16.9-75.8	19.2-68.8
Altezza ligula (cm)	7.4-11.2	6.8-13.8	4.4-7.4	6.9-16.0	7.8-15.3	8.1-14.8
N. foglie/ciuffo	3.9-4.8	1.2-3.6	1.2-3.9	1.4-3.5	1.1-4.0	1.1-3.3
LAI (Leaf Area Index)	1.4-5.8	0.4-6.2	0.5-8.9	0.7-11.9	0.6-15.1	0.3-9.1
% parte viva ciuffo	97.9-98.8	97.5-100	92.0-99.0	97.3-99.9	95.2-99.9	97.3-100
Fenomeni di necrosi evidenti sulle foglie	no	no	no	no	no	no
Rilevante presenza di rizomi morti	no	no	no	no	no	no
N. taxa Elenco floristico totale	40	56	44	58	63	67
N. taxa totale complessivo	12-24	19-38	12-35	16-37	20-42	19-44
N. taxa medio/ciuffo	6.7-14.1	15.3-17.2	7.8-14.0	13.0-20.6	13.5-22.6	13.3-21.4
Ricoprimento epifite m ² /m ² lamina fogliare	0.027-0.584	0.106-0.483	0.111-0.621	0.134-0.583	0.049-0.747	0.136-0.661
Ricoprimento %	2.7-59.0	10.6-48.3	11.1-62.1	13.4-58.3	4.9-74.7	13.6-66.1
Biomassa epifite g p.s./m ² lamina fogliare	2.1-29.6	2.7-69.5	0.7-91.5	2.7-197.8	3.2-183.9	5.3-225.6

Tabella 6-4 Range annuale dei valori dei parametri strutturali rilevati nella bocca di Chioggia.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

ESTATE	Lido	Malamocco	Chioggia	L-M-C
Densità (ciuffi/m ²)	S	S	S	NS
Altezza media foglia (cm)	S	S	S	S
Altezza media ligula (cm)	S	S	S	S
N. taxa medio/ciuffo	S	S	S	S
Ricoprimento epifite (%)	S	S	S	S
Biomassa epifite (g p.s./m ² foglia)	S	S	S	S
AUTUNNO	Lido	Malamocco	Chioggia	L-M-C
Densità (ciuffi/m ²)	S	S	S	NS
Altezza media foglia (cm)	S	S	S	S
Altezza media ligula (cm)	S	S	S	S
N. taxa medio/ciuffo	S	S	S	S
Ricoprimento epifite (%)	S	S	S	S
Biomassa epifite (g p.s./m ²)	S	S	S	S
INVERNO	Lido	Malamocco	Chioggia	L-M-C
Densità (ciuffi/m ²)	S	S	S	NS
Altezza media foglia (cm)	S	S	S	S
Altezza media ligula (cm)	S	S	S	S
N. taxa medio/ciuffo	NS	S	S	NS
Ricoprimento epifite (%)	S	S	S	S
Biomassa epifite (g p.s./m ² foglia)	S	S	S	NS
PRIMAVERA	Lido	Malamocco	Chioggia	L-M-C
Densità (ciuffi/m ²)	S	S	S	S
Altezza media foglia (cm)	S	S	S	S
Altezza media ligula (cm)	S	S	S	S
N. taxa medio/ciuffo	NS	S	S	S
Ricoprimento epifite (%)	S	S	S	S
Biomassa epifite (g p.s./m ² foglia)	S	S	S	S

Tabella 6-5 Analisi ANOVA eseguita confrontando per ogni singola stagione i parametri strutturali tra le 6 stazioni (L1....L6) di ogni singola bocca e globale tra le bocche di porto (S=differenza statisticamente significativa, P=<0,05; S=differenza statisticamente significativa, P=>0,05); NS=differenza statisticamente non significativa, P=>0,05).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

	L1	L2	L3	L4	L5	L6	Bocca di Lido
Densità (ciuffi/m ²)	S	S	S	S	S	S	S
Altezza media foglia (cm)	S	S	S	S	S	S	S
Altezza media ligula (cm)	S	S	S	S	S	S	NS
N. taxa medio/ciuffo	S	S	S	S	S	S	S
Ricoprimento epifite (%)	S	S	S	S	S	S	S
Biomassa epifite (g p.s./m ² foglia)	S	S	S	S	S	S	S

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	Bocca di Malamocco
Densità (ciuffi/m ²)	---	S	S	S	S	S	S
Altezza media foglia (cm)	S	S	S	S	S	S	S
Altezza media ligula (cm)	S	S	S	S	S	S	S
N. taxa medio/ciuffo	S	S	S	S	S	S	S
Ricoprimento epifite (%)	S	S	S	S	S	S	S
Biomassa epifite (g p.s./m ² foglia)	S	S	S	S	S	S	S

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	Bocca di Chioggia
Densità (ciuffi/m ²)	S	S	NS	S	S	NS	NS
Altezza media foglia (cm)	S	S	S	S	S	S	S
Altezza media ligula (cm)	S	S	S	S	S	S	S
N. taxa medio/ciuffo	S	S	S	S	S	S	S
Ricoprimento epifite (%)	S	S	S	S	S	S	S
Biomassa epifite (g p.s./m ² foglia)	S	S	S	S	S	S	S

Tabella 6-6 Analisi ANOVA eseguita confrontando tra le 4 stagioni i parametri strutturali rilevati per ogni stazione di ogni singola bocca e globale per ogni singola bocca di porto (S=differenza statisticamente significativa, P=<0,05; S=differenza statisticamente significativa, P=>0,05); NS=differenza statisticamente non significativa, P=>0,05).

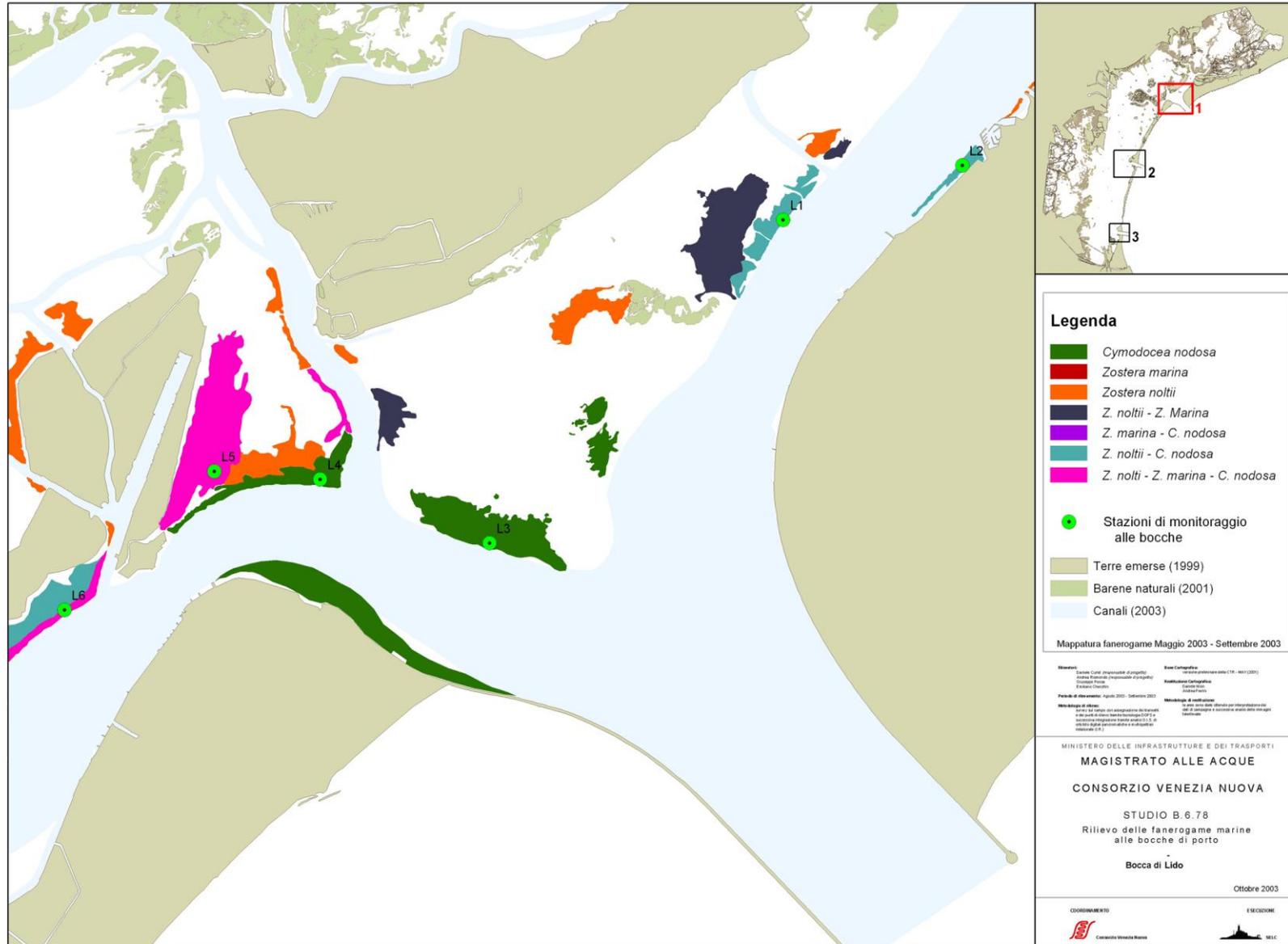


Figura 6-1 Mappatura delle fanerogame marine nella bocca di Porto di Lido.

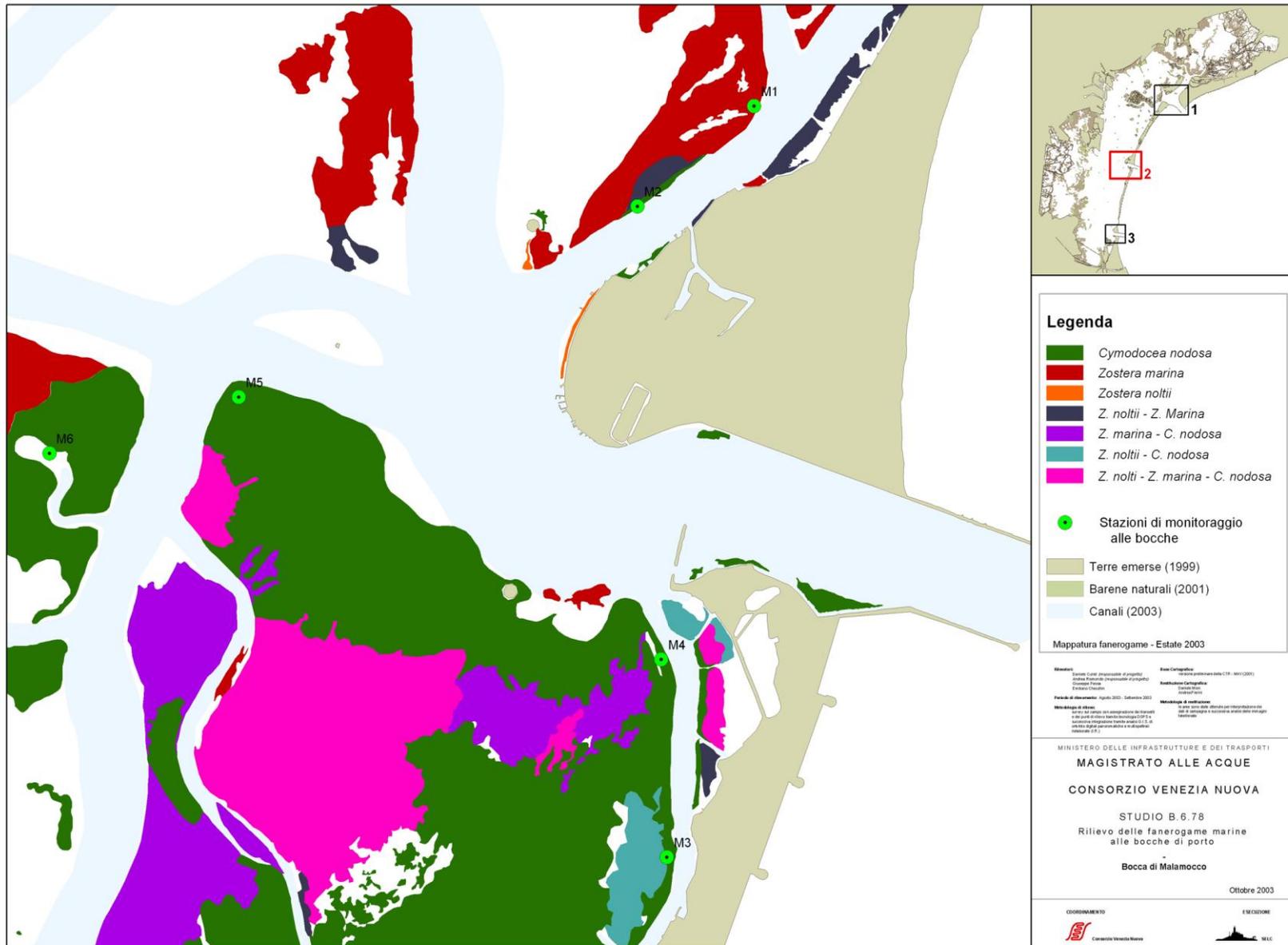


Figura 6-2 Mappatura delle fanerogame marine nella bocca di Porto di Malamocco.

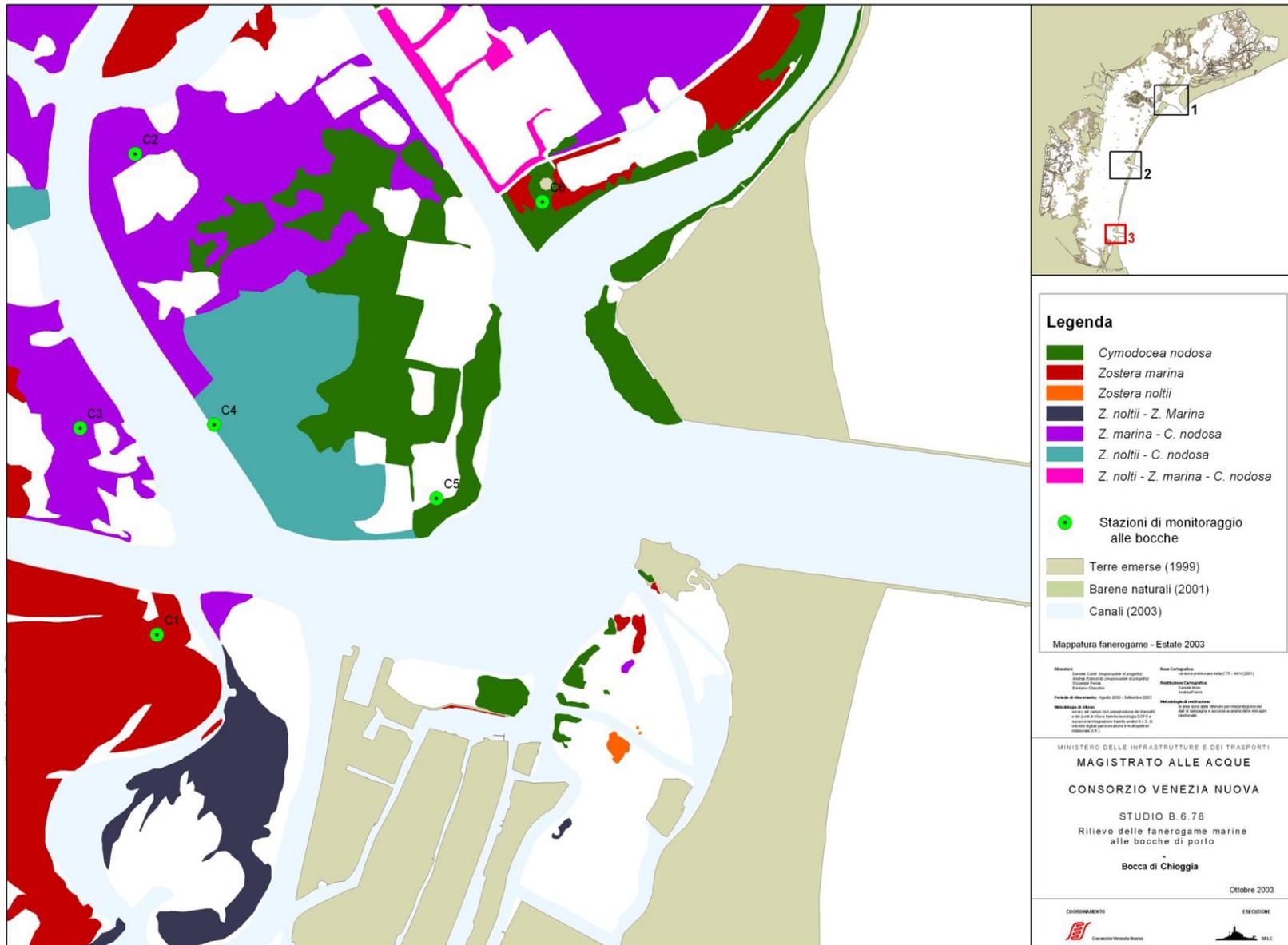


Figura 6-3 Mappatura delle fanerogame marine nella bocca di Porto di Chioggia.

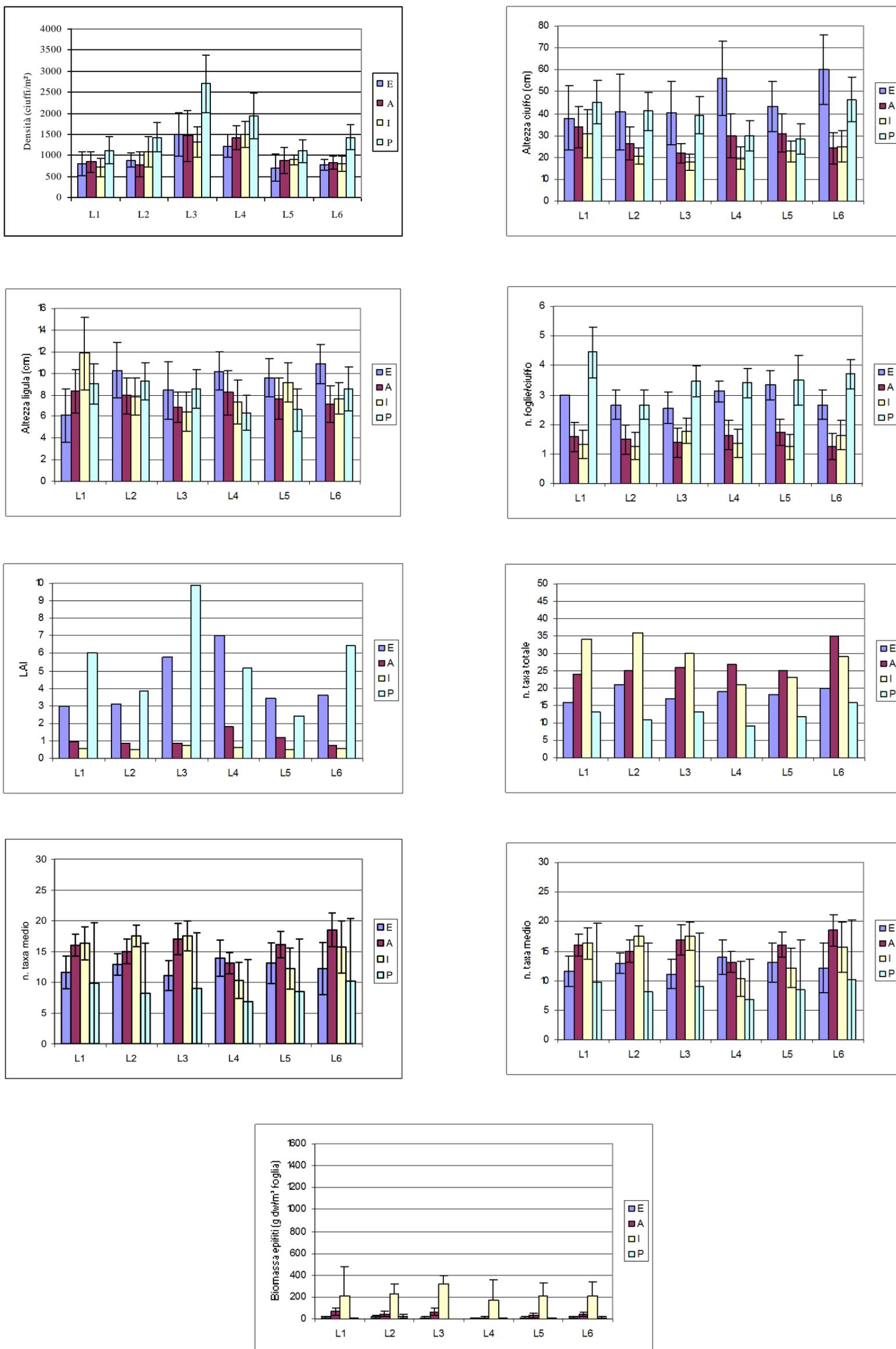


Figura 6-4 Bocca di porto di Lido: rappresentazione grafica per stagioni di alcuni indicatori strutturali (E=Estate 2003; A=Autunno 2003; I=Inverno 2003-2004; P=Primavera 2004).

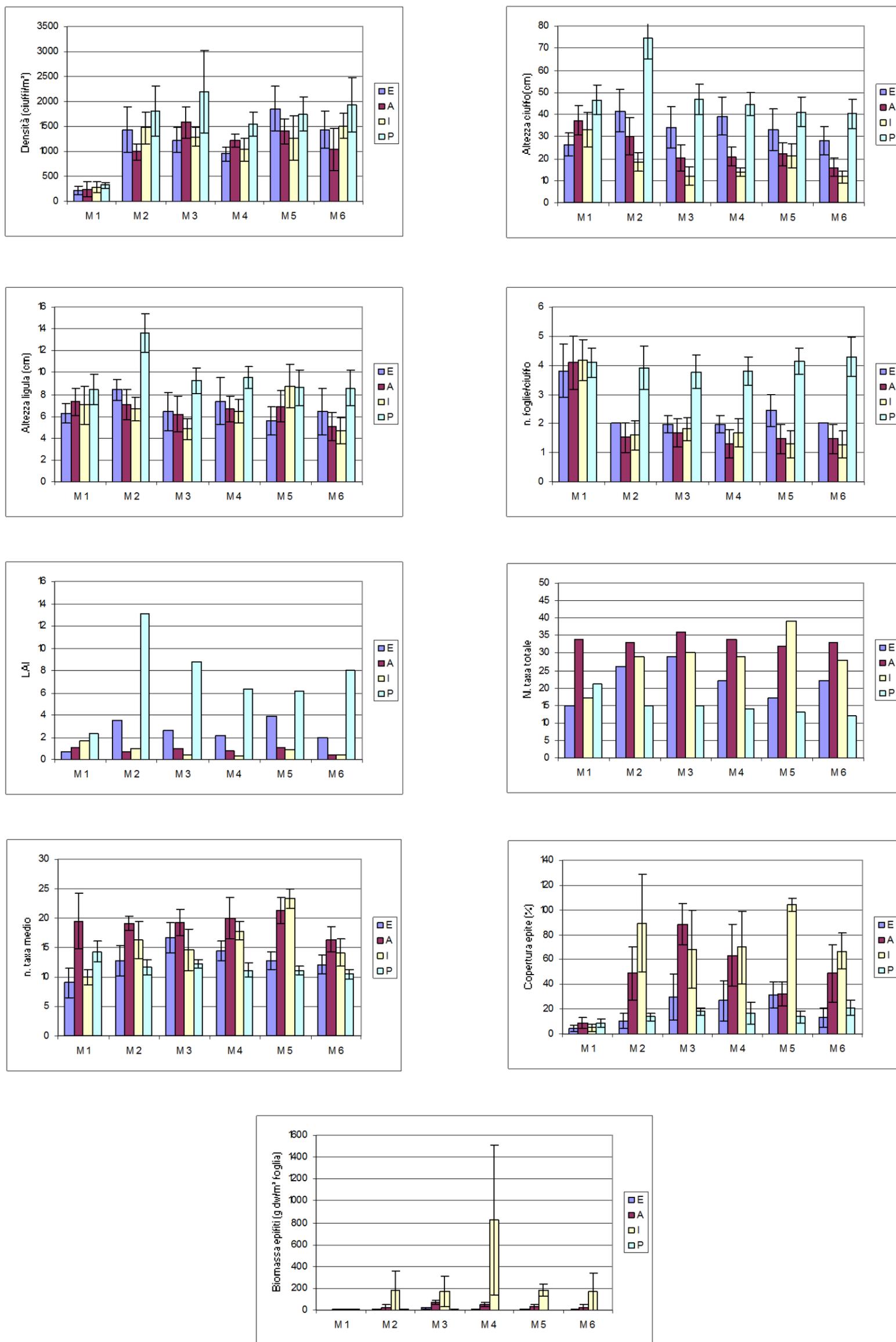


Figura 6-5 Bocca di porto di Malamocco: rappresentazione grafica per stagioni di alcuni indicatori strutturali (E=Estate 2003; A=Autunno 2003; I=Inverno 2003-2004; P=Primavera 2004).

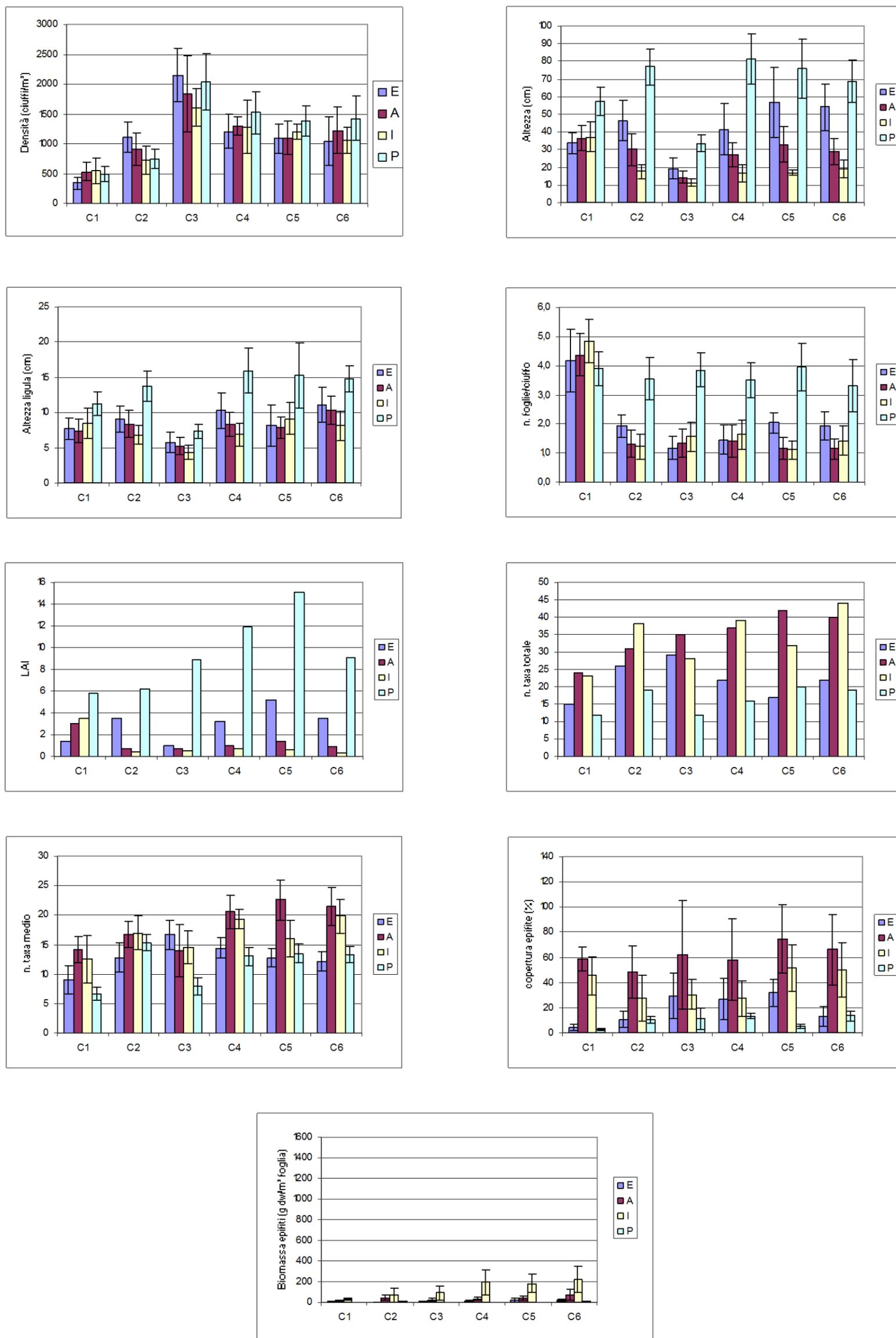


Figura 6-6 Bocca di porto di Chioggia: rappresentazione grafica per stagioni di alcuni indicatori strutturali (E=Estate 2003; A=Autunno 2003; I=Inverno 2003-2004; P=Primavera 2004).

7. LA TORBIDITÀ E LA SEDIMENTAZIONE NELLE FANEROGAME MARINE

7.1 Premessa

La presenza e sopravvivenza della macrofite acquatiche che colonizzano gli ambienti di transizione di limitata profondità risultano strettamente correlate con le caratteristiche chimico-fisiche e trofiche della colonna d'acqua. Queste comunità sono però in grado di modificare le caratteristiche dell'acqua e dei sedimenti al loro interno, soprattutto per quanto riguarda i nutrienti e la torbidità, fattori determinanti per la loro sopravvivenza (Moore, 2004). Inoltre l'ambiente fisico in cui le fanerogame si insediano, grazie alla loro presenza, ha condizioni di maggiore trasparenza, risospensione limitata, elevata biodiversità e maggiore strutturazione della catena trofica.

Gli interventi antropici che provocano variazioni ambientali possono rappresentare fattori di disturbo che rallentano e a volte impediscono lo sviluppo delle praterie. Alcune attività di scavo e costruzione lungo le aree costiere possono indurre cambiamenti nella dinamica dei sedimenti che comportano un aumento del tasso di sedimentazione (aumenta il coefficiente di estinzione della luce) e la "sepoltura" delle comunità bentoniche che progressivamente subiscono una riduzione delle coperture, della densità dei ciuffi e della biomassa (Tuya et al., 2002; Vermaat et al., 1993). Durante le fasi di costruzione di una piattaforma rocciosa, Tuya et al. (2002) hanno rilevato, rispetto alla stazione di controllo priva di impatti, una riduzione statisticamente significativa della densità, della biomassa e dell'abbondanza dei pesci della prateria a *Cymodocea nodosa*. Durante l'indagine hanno inoltre verificato, sempre rispetto al controllo, un significativo aumento del coefficiente di estinzione della luce K_d (Figure 7-1 - 7-3).

Nonostante queste attività antropiche siano in forte aumento lungo le coste di tutto il mondo (ripascimenti, costruzioni di porti e di barriere artificiali, ecc.), i rischi ecologici sono poco valutati, specialmente per quanto riguarda le variazioni che possono subire le comunità di pregio ambientale come le fanerogame marine. Tuttavia queste risposte possono essere importanti per comprendere i meccanismi di adattamento che possono avere le praterie in presenza di erosione, variazione della tipologia dei sedimenti o delle caratteristiche fisiche della colonna d'acqua.

L'ampia letteratura su queste tematiche considera la torbidità dell'acqua, e più in generale l'attenuazione della luce disponibile, come uno dei principali fattori di stress che limitano fortemente la presenza delle fanerogame negli ambienti di transizione a bassa profondità (Dennison et al., 1993; Dennison e Alberte, 1985; Giesen et al., 1990; Moore, 2004; Moore et

al., 1996; Manzanera et al., 1998). Trattandosi di organismi vegetali, questa tematica viene affrontata valutando il fenomeno dal punto di vista della fisiologia della pianta, valutando l'effetto della torbidità come riduzione della luce disponibile per i processi fotosintetici necessari per la sopravvivenza delle macrofite. La misura della penetrazione della luce nella colonna d'acqua appare un ottimo integratore dei molti fattori che concorrono alla torbidità dell'acqua quali ad esempio i solidi sospesi, i blooms algali, gli eventi meteomarinari o i fattori antropici.

Altri lavori affrontano invece la tematica sedimentazione–torbidità valutando gli effetti degli accumuli o delle perdite che si verificano nel piano sedimentario a causa o di apporti o di fenomeni erosivi. Esperimenti di campo o di laboratorio hanno cercato di valutare i valori soglia oltre i quali le praterie a fanerogame evidenziavano condizioni di stress tali da compensare ed impedire un successivo ripristino.

7.2 La torbidità e la sedimentazione

L'interazione tra la dinamica di accrescimento ed i processi di sedimentazione è stata condotta per *Posidonia oceanica* da Manzanera et al. (1998). Lo studio sperimentale ha interessato due praterie situate lungo le coste del Nord–Est della Spagna per ciascuna delle quali si sono individuate due siti di campionamento a profondità differenti. Con dei cilindri in PVC dell'altezza di 35 cm e del diametro di 33 cm, inseriti nel sedimento per circa 15 cm, sono state create repliche in condizioni diverse manipolando il livello del piano sedimentario. In ciascun cilindro sono stati aggiunti differenti livelli di sedimento per simulare nel complesso 4 condizioni:

- controllo, cui non è stato aggiunto sedimento;
- moderato, cui sono stati aggiunti circa 5–7 cm di sedimento rispetto al livello originario;
- intermedio, con l'aggiunta di 9–10 cm di sedimento;
- severo con, l'aggiunta di 13–14 cm.

Si è potuto verificare che in entrambe le praterie (profonda e superficiale) la mortalità dei ciuffi aumentava rispetto al controllo al quale non si era aggiunto sedimento con una significativa correlazione con i livelli di sedimento aggiunto. Al termine dello studio, nelle repliche alle quali erano stati aggiunti 15 cm di sedimento si osservava la quasi totale scomparsa dei ciuffi mentre in tutti gli altri casi si raggiungeva una riduzione di circa il 50% della densità fogliare iniziale (Figure 7–4 e 7–5). La necrosi del meristema fogliare osservata nei ciuffi suggerisce che il seppellimento della zona di accrescimento dei ciuffi (e forse anche

dell'apice vegetativo del rizoma) riduca la disponibilità di ossigeno ai tessuti e li esponga ai composti tossici come i solfidi (Manzanera et al., 1998).

La relazione tra tasso di sedimentazione e mortalità è stata dimostrata anche per *Cymodocea nodosa* da Marbà e Duarte (1994) sulla base di esperimenti di laboratorio. Partendo dall'osservazione che alcune fanerogame rispondono all'incremento del tasso di sedimentazione sviluppando la crescita verticale del rizoma e della ligula, gli autori hanno utilizzato 200 giovani germogli di *Cymodocea nodosa* raccolti lungo il litorale sabbioso del Delta del fiume Ebro (Spagna) e trasferiti in laboratorio, dove sono state trapiantati in acquari per simulare diverse condizioni di sedimentazione (figura 7-6). Il disegno sperimentale della durata di 35 giorni, ha previsto:

- condizioni inalterate di controllo (meristema fogliare alla stessa profondità delle condizioni presenti in campo);
- erosione (superficie del sedimento posta al di sotto del rizoma);
- incremento di sedimento a vari livelli (1, 2, 4, 7, 13 e 16 cm sopra il meristema).

Anche in questo studio è stata verificata una stretta correlazione tra i livelli di sedimentazione e il tasso di sopravvivenza dei germogli (Figura 7-7). Tutti i germogli sopravvivono quando il livello di sedimento non subisce alterazioni, mentre la loro sopravvivenza risulta direttamente correlata alla diminuzione o all'aumento dello spessore di sedimento aggiunto. Gli autori individuano nel livello aggiunto di 7 cm di spessore il limite di non sopravvivenza per questa specie e indicano nel livello di 4 cm il limite massimo oltre il quale *C. nodosa* non è più in grado di compensare lo stress allungando il rizoma ortotropo e la ligula.

Tale valore di 4 cm, che corrisponde ad un 50% del tasso di sopravvivenza dei germogli, è in accordo con le osservazioni di Moore (2004) che considerano, come livello di guardia limite per la sopravvivenza di una prateria naturale, il mantenimento di un grado di copertura di almeno il 50%. Sotto questo valore la prateria non è più in grado di interagire ed intervenire sulle qualità dell'habitat e per il suo mantenimento sarebbero necessari livelli di qualità della colonna d'acqua superiori. Al disotto di un certo livello di compattezza della prateria, le fanerogame non sono infatti più in grado di intervenire modificando positivamente l'ambiente circostante riducendo al loro interno la torbidità, limitando la risospensione dei sedimenti, ecc.

Un secondo approccio allo studio delle relazioni tra sedimentazione e dinamiche di crescita delle fanerogame prende in esame le caratteristiche fisiche della colonna d'acqua esaminando un parametro che ha la capacità di integrare in sé molti altri: il coefficiente di

estinzione della luce (K_d) che è direttamente correlato alle più rapide misure di Disco Secchi ($K_d = 1.65/\text{disco Secchi}$).

In condizioni normali i solidi sospesi totali (TSS) e il fitoplancton che necessita della luce per i processi fotosintetici sono i principali responsabili della scarsa trasparenza nella colonna d'acqua e dell'attenuazione della radiazione luminosa. Tali variabili possono condizionare la composizione, l'estensione e la struttura delle comunità a fanerogame poiché, riflettendo, rifrangendo ed assorbendo le radiazioni incidenti, contribuiscono all'attenuazione della luce lungo la colonna d'acqua, fattore importante che regola fundamentalmente il limite inferiore di distribuzione delle praterie (Figura 7-8).

La massima profondità alla quale la vegetazione acquatica sommersa (SAV) può sopravvivere diminuisce con la diminuzione della capacità di penetrazione della luce, come dimostrato in molti studi tra i quali anche quelli di riferimento condotti da Dennison et al. (1993) mediante misure con disco Secchi. Dopo una revisione bibliografica dei lavori inerenti la relazione tra limite inferiore di presenza delle praterie e relativo coefficiente di attenuazione della luce (K_d), l'autore individua per le varie specie la richiesta minima di luce rilevata in varie parti del mondo (Figura 7-9).

Nello specifico per le specie che sono presenti nella Laguna di Venezia, si osserva che la profondità massima in cui è stata rilevata *C. nodosa* varia da 38.5 m (Malta) a 4 m (Delta dell'Ebro), corrispondente ad un K_d rispettivamente di $0,07 \text{ m}^{-1}$ (disco Secchi = 23 m) e di 0.57 m^{-1} (disco Secchi = 2.8 m). Per *Z. marina* si ha una più ampia disponibilità di dati al riguardo poiché tale specie ha una maggiore distribuzione a livello mondiale. I range estremi di profondità massima in cui è stata rilevata questa specie variano dai 10 m della Danimarca a 2 m del Giappone, corrispondenti ad un K_d rispettivamente di $0,36 \text{ m}^{-1}$ (disco Secchi = 4.5 m) e di 0.38 m^{-1} (disco Secchi = 4.3 m). Il range minimo e massimo di K_d in cui sono state rilevate le praterie a *Z. marina* variano da $0,16 \text{ m}^{-1}$ (disco Secchi = 10 m) a $1,21 \text{ m}^{-1}$ (disco Secchi = 1.3 m). La massima profondità in assoluto dove è stata rilevata questa specie è 10 m, in Danimarca.

Soprattutto lungo le coste occidentali degli Stati Uniti sono state eseguite numerose indagini per valutare gli indicatori di qualità limite per la sopravvivenza delle macrofite acquatiche (SAV) (Dennison et al., 1993; Stevenson et al., 1993; Fonseca et al., 1998, Biber et al., 2004). Per le baie di Chesapeake Bay, Dennison et al. (1993), analizzando per diversi anni alcune praterie, hanno determinato i valori critici di qualità dell'acqua per i diversi regimi di salinità necessari per la sopravvivenza e crescita della vegetazione acquatica sommersa (SAV) quali *Zostera*, *Ruppia*, *Potamogeton*, *Vallisneria* (Figura 7-10). Considerando che tali valori si

riferiscono in generale alla vegetazione acquatica di Chesapeake Bay, che non include tra le specie *C. nodosa*, per acque polialine (salinità superiore al 18 ‰) riportano come valori limite un K_d di 1.5 m^{-1} (disco Secchi = 3.3 m) e un TSS di 15 mg/l quali valori da non oltrepassare. Carruthers e Wazniak (2004), all'interno di un'esteso lavoro delle baie del Maryland, integrando dati anche di altri lavori (Dennison et al., 1993; Stevenson et al., 1993), riassumono una serie di indicatori di habitat (clorofilla a, azoto inorganico disciolto, fosforo inorganico disciolto, solidi sospesi totale e disco Secchi) i cui valori sono da considerare come riferimento limite per la sopravvivenza della SAV (*Zostera marina* e *Ruppia maritima*) (Figura 7-11). Gli autori propongono, inoltre, un indice qualità per la vegetazione acquatica (SAV Index) per valutare lo stato dell'ambiente in relazione alle richieste di sopravvivenza delle fanerogame marine.

Biber et al. (2005), in uno studio sulla qualità delle acque del North River (North Carolina) in relazione all'individuazione di indicatori di stress per le macrofite acquatiche, riportano che per la sopravvivenza delle fanerogame marine (*Z. marina*) il valore del K_d non deve superare 1.5 m^{-1} (disco Secchi = 1.1 m) corrispondente ad un valore del 22% di attenuazione della luce rispetto alla superficie.

Alcuni studi riassuntivi per tale problematica, evidenziano l'esistenza di un ampio range di valori di minima luce richiesta in profondità per la sopravvivenza delle fanerogame, pari a 4-38.3% della radiazione luminosa presente in superficie (Kenworthy e Fonseca, 1996; Dennison et al., 1993; Duarte, 1991). L'ampia variabilità è attribuita alla diversa strategia di vita delle varie specie e agli adattamenti che queste subiscono adattandosi a maggiori o minori valori della radiazione luminosa. Un altro fattore che può spiegare questa ampia variabilità di valori è individuato nella carenza di dati, non supportati da una adeguata frequenza dei rilievi (Fonseca et al., 1998; Kenworthy e Fonseca 1996).

Moore et al. (1996) hanno evidenziato che quando la radiazione luminosa a livello delle lamine fogliari raggiunge il 12% della radiazione in superficie, i processi di crescita della pianta non sono più efficienti. Se queste condizioni si verificano nei mesi estivi, quando le temperature dell'acqua sono elevate, può determinarsi la completa mortalità di *Z. marina* (Dennison e Alberte, 1985; Zimmerman et al., 1991).

Considerando che nelle tre bocche di porto della laguna di Venezia le fanerogame sono presenti sino alla profondità limite di circa 3.5 m e il valore del disco Secchi medio può essere stimato in circa 3.0-3.5 m (la media annuale varia da un minimo di 2.2 a 4.5 m tra marea uscente e marea entrante; dati non pubblicati), si può calcolare con sufficiente approssimazione che il coefficiente di estinzione della luce K_d è di circa $0.47-0.55 \text{ m}^{-1}$,

valore molto simili a quello rilevato nel Delta dell'Ebro in Spagna per *C. nodosa*. Conoscendo il coefficiente di estinzione e la profondità massima in cui le praterie sono rilevabili nelle bocche di porto, applicando l'equazione di Lambert (Dennison et al., 1993) si può stimare che per i nostri siti la minima luce richiesta in profondità a livello delle lamine fogliari è compresa tra 14.6% e 24.4% (media 19.5%).

Moore et al. (1997), che hanno esaminato le variazioni della torbidità nell'arco delle stagioni, suggeriscono come causa della forte mortalità dei trapianti di *Z. marina* l'elevata e persistente torbidità dovuta alla risospensione dei sedimenti per cause meteomarine che ha determinato elevati valori del coefficiente di estinzione della luce (superiore a 2 m^{-1}).

Un ulteriore fattore che può ridurre la disponibilità di luce per le macrofite acquatiche è dovuto all'assorbimento da parte delle epifite che vivono sulle lamine fogliari. Queste, come ha verificato Dixon (2000), possono incidere sul totale della radiazione anche per un valore superiore al 50%. Ipotizzando come valore medio limite accettabile per la sopravvivenza delle fanerogame una radiazione del luminosa in profondità del 20% nella colonna d'acqua, la presenza di epifite comporterebbe che la reale richiesta da parte della fanerogama sarebbe pari al 9-13% della radiazione presente in superficie (Figura 7-12). In presenza di estese coperture di epifite sulle lamine fogliari la qualità dell'acqua in termini di trasparenza deve quindi essere più elevata in quanto si deve tener conto dell'attenuazione che si verifica a causa di questi organismi.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

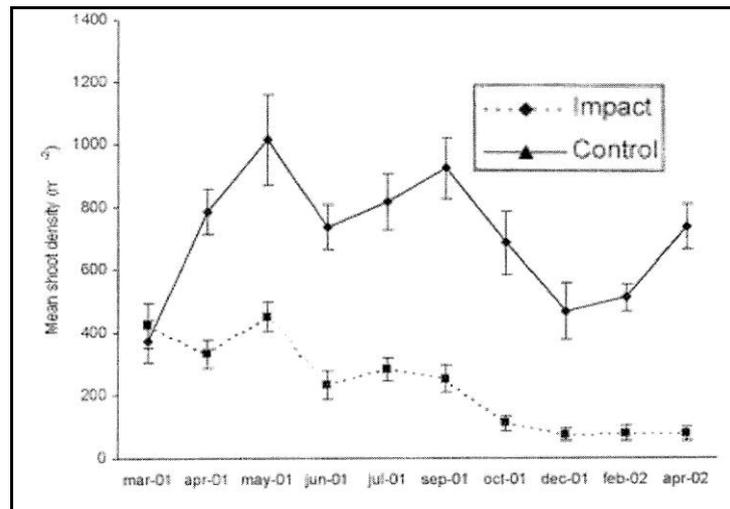


Figura 7-1 Variazione dei valori della densità nella stazione di controllo e in quella impattata (Tuya et al., 2002).

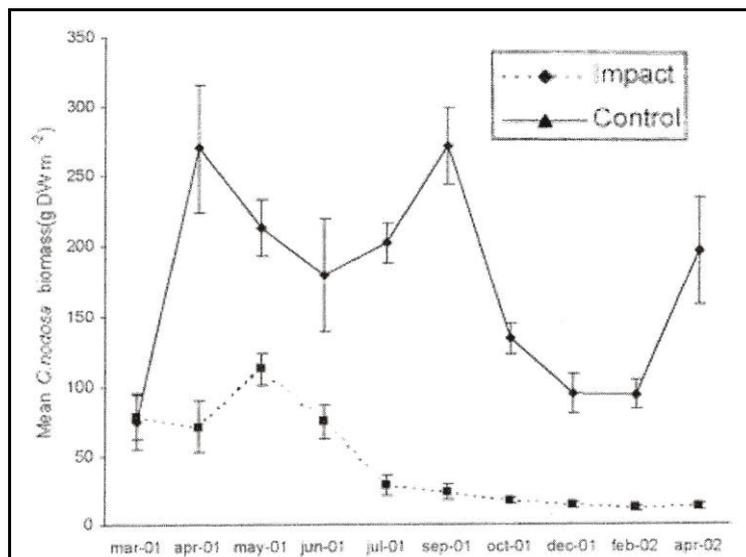


Figura 7-2 Variazione dei valori della biomassa nella stazione di controllo e in quella impattata (Tuya et al., 2002).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

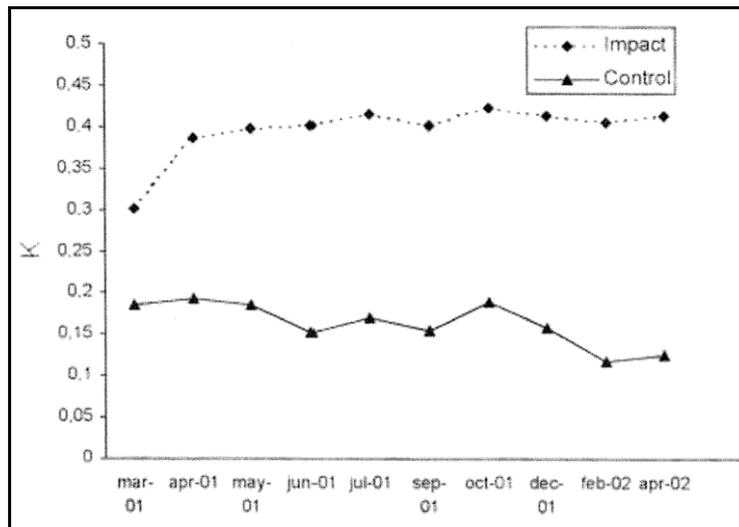


Figura 7-3 Variazione dei valori del coefficiente di estinzione della luce (Kd) nella stazione di controllo e in quella impattata (Tuya et al., 2002).

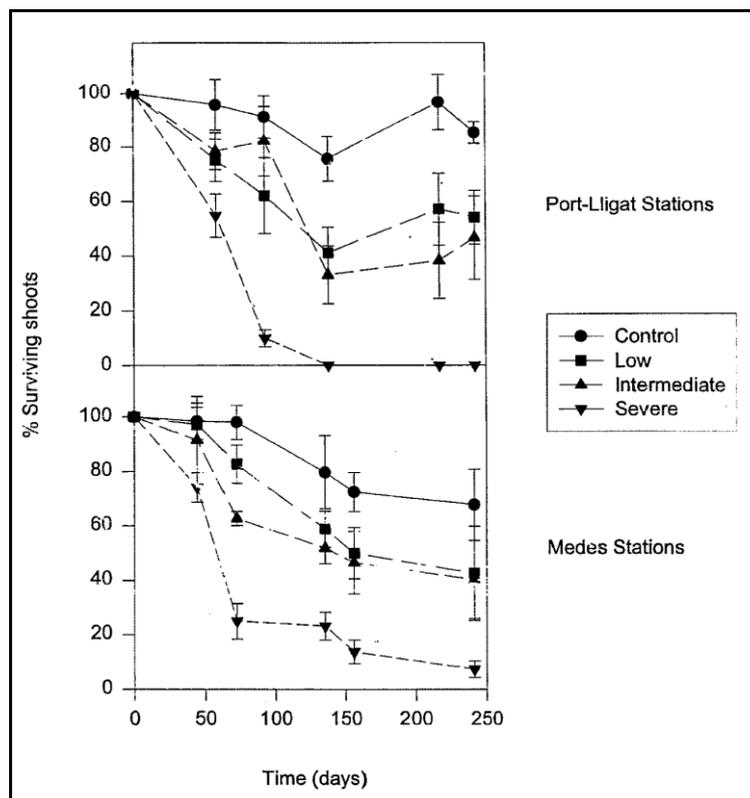


Figura 7-4 Variazione del tasso di sopravvivenza dei ciuffi durante l'epерimento (Manzanera et al., 1998).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

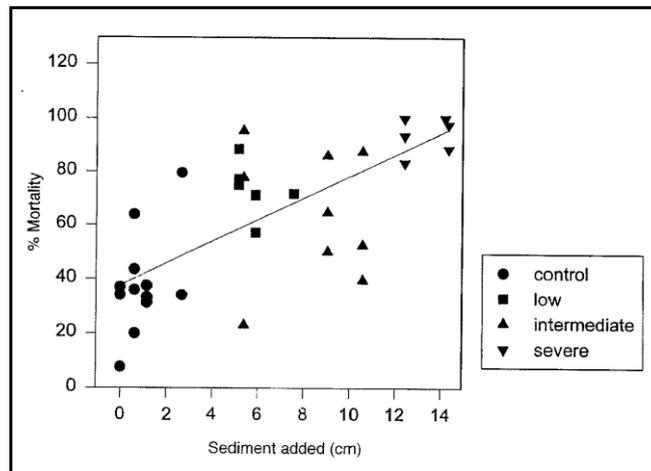


Figura 7-5 Correlazione tra il tasso di mortalità dei ciuffi e i livelli di sedimento aggiunti durante l'esperimento (Manzanera et al., 1998).

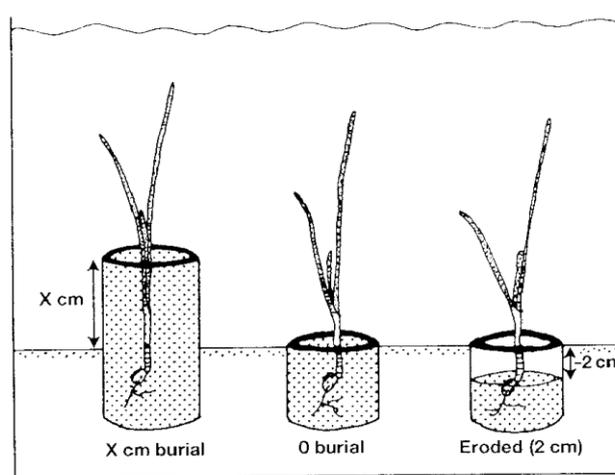


Figura 7-6 Rappresentazione schematica dell'esperimento eseguito in laboratorio per valutare la diversa risposta alla sedimentazione (Marbà e Duarte, 1994).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

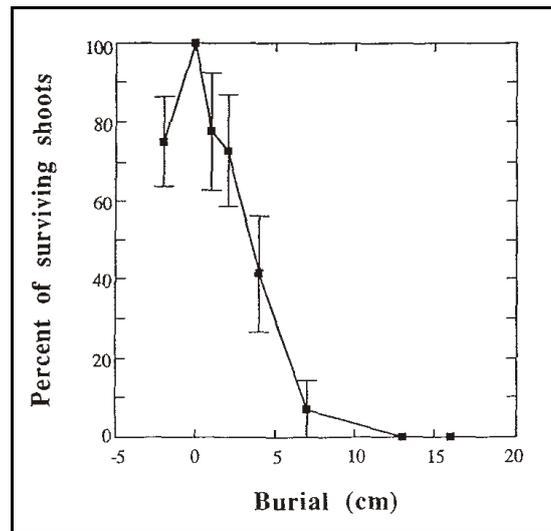


Figura 7-7 Relazione tra tasso di sopravvivenza e livelli di sedimentazione durante l'esperimento (Marbà e Duarte, 1994).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

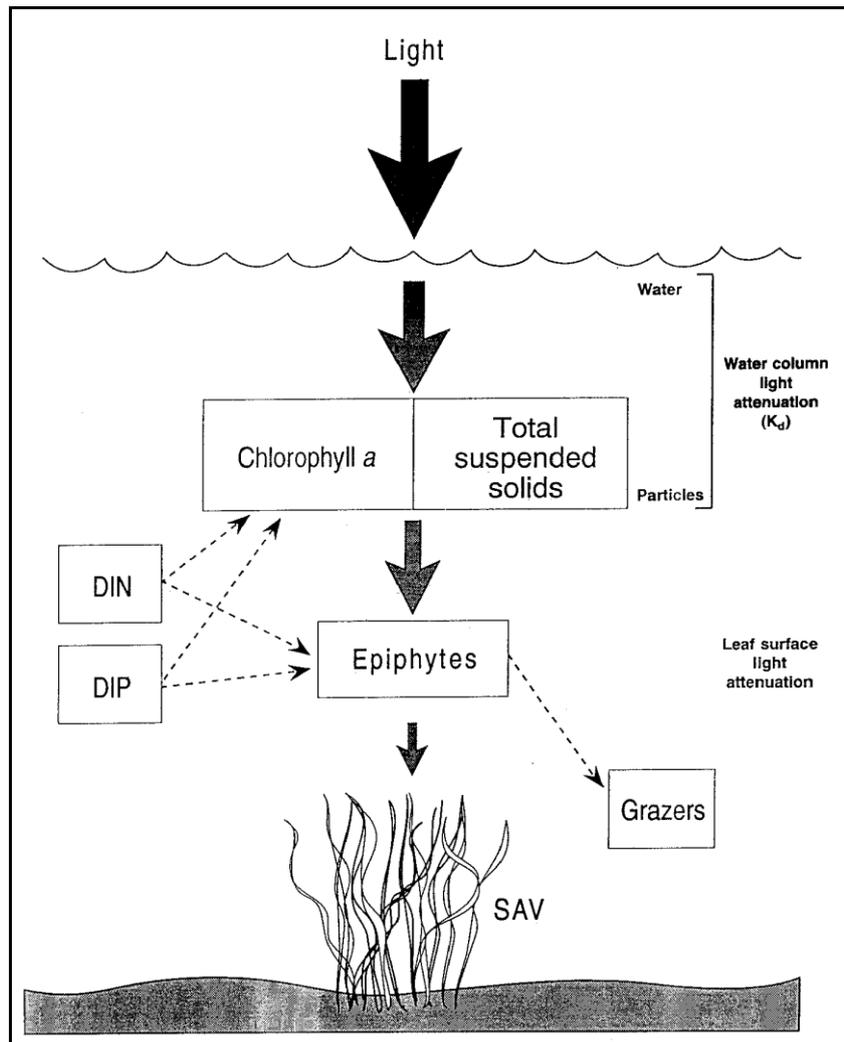


Figura 7-8 Rappresentazione schematica dei fattori che determinano la riduzione della radiazione luminosa utilizzabile dalle macrofite acquatiche (Dennison et al., 1993).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Genus and species	Location	Maximal depth limit (m)	K_d ; light attenuation coefficient (m^{-1})	Minimal light requirement (%)
<i>Amphibolis antarctica</i> *	Waterloo Bay (Australia)	7.0	0.20	24.7
<i>Cymodocea nodosa</i> *	Ebro Delta (Spain)	4.0	0.57	10.2
<i>C. nodosa</i> *	Malta	38.5	0.07	7.3
<i>Halodule wrightii</i> †	Florida (US)	1.9	0.93	17.2
<i>Halophila decipiens</i> ‡	St. Croix (US)	40.0	0.08	4.4
<i>H. decipiens</i> *	Northwest Cuba	24.3	0.10	8.8
<i>Halophila engelmanni</i> *	Northwest Cuba	14.4	0.10	23.7
<i>Heterozostera tasmanica</i> *	Victoria (Australia)	3.8–9.8	0.36–0.85	5.0 ± 0.6
<i>H. tasmanica</i> *	Chile	7.0	0.25	17.4
<i>H. tasmanica</i> *	Spencer Gulf (Australia)	39.0	0.08	4.4
<i>H. tasmanica</i> *	Waterloo Bay (Australia)	8.0	0.20	20.2
<i>Posidonia angustifolia</i> *	Waterloo Bay (Australia)	7.0	0.20	24.7
<i>Posidonia oceanica</i> *	Medas Island (Spain)	15.0	0.17	7.8
<i>P. oceanica</i> *	Malta	35.0	0.07	9.2
<i>Posidonia ostensfeldii</i> *	Waterloo Bay (Australia)	7.0	0.20	24.7
<i>Posidonia sinuosa</i> *	Waterloo Bay (Australia)	7.0	0.20	24.7
<i>Ruppia maritima</i> *	Brazil	0.7	3.57	8.2
<i>Syringodium filiforme</i> *	Northwest Cuba	16.5	0.10	19.2
<i>S. filiforme</i> *	Florida (US)	6.8	0.25	18.3
<i>S. filiforme</i> †	Florida (US)	1.9	0.93	17.2
<i>Thalassia testudinum</i> *	Northwest Cuba	14.5	0.10	23.5
<i>T. testudinum</i> *	Puerto Rico	1.0–5.0	0.35–1.50	24.4 ± 4.2
<i>T. testudinum</i> *	Florida (US)	7.5	0.25	15.3
<i>Zostera marina</i> §	Kattegat (Denmark)	3.7–10.1	0.16–0.36	20.1 ± 2.1
<i>Z. marina</i>	Roskilde (Denmark)	2.0–5.0	0.32–0.92	19.4 ± 1.3
<i>Z. marina</i> *	Denmark	1.5–9.0	0.22–1.21	20.6 ± 13.0
<i>Z. marina</i> *	Woods Hole (US)	6.0	0.28	18.6
<i>Z. marina</i> *	Netherlands	2.5	0.49	29.4
<i>Z. marina</i> *	Japan	2.0–5.0	0.38–0.49	18.2 ± 4.5

*Duarte 1991.
†W. J. Kenworthy, personal communication, 1990.
‡Williams and Dennison 1990.
§Ostenfeld 1908.
||Borum 1983.

Figura 7–9 Valori massimi del limite inferiore di profondità, coefficiente di attenuazione della minima luce richiesta dalle varie specie, rilevati nei lavori presenti in letteratura (Dennison et al., 1993).

Salinity regime	Light attenuation coefficient (K_d ; m^{-1})	Total suspended solids (mg/l)	Chlorophyll <i>a</i> ($\mu g/l$)	Dissolved inorganic nitrogen (μM)	Dissolved inorganic phosphorus (μM)
Tidal freshwater	2.0	15	15	—	0.67
Oligohaline	2.0	15	15	—	0.67
Mesohaline	1.5	15	15	10	0.33
Polyhaline	1.5	15	15	10	0.67

Figura 7–10 Valori della qualità delle acque necessari per il mantenimento della vegetazione acquatica sommersa a Chesapeake Bay (Dennison et al., 1993).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Indicator	Habitat criteria value	Reference
Chl a	< 15 $\mu\text{g L}^{-1}$	1, 2
Dissolved inorganic nitrogen	< 0.15 mg L^{-1} (11 μM)	1, 2
Dissolved inorganic phosphorus	< 0.02 mg L^{-1} (0.64 μM)	1, 2
Total suspended solids	< 15 mg L^{-1}	1, 2
Secchi depth	> 0.96M >40% of the time	1, 3

Figura 7-11 Valori limite degli indicatori di riferimento per la sopravvivenza delle fanerogame marine nelle baie del Maryland (Carruthers e Wazniak, 1993).

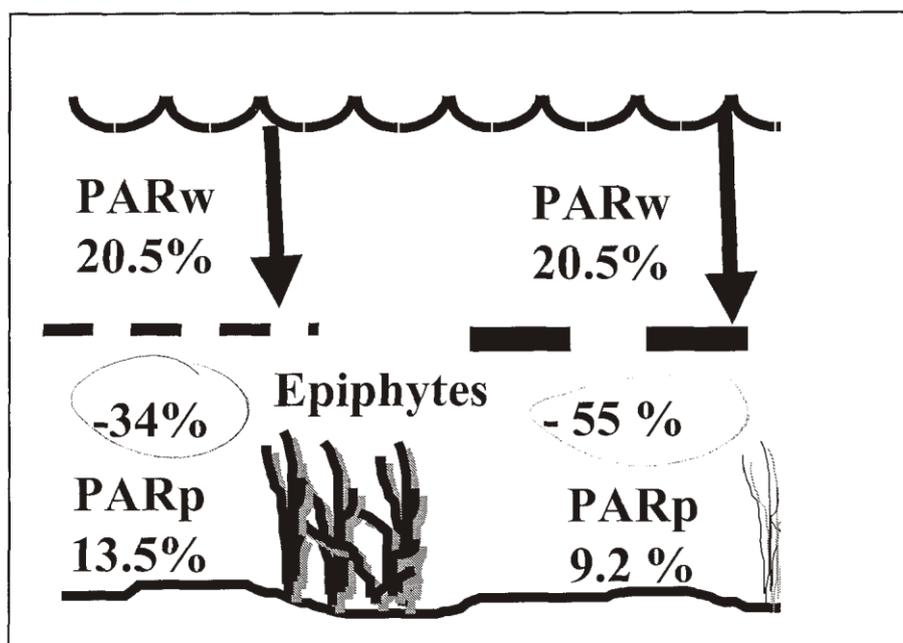


Figura 7-12 Rappresentazione schematica della radiazione luminosa (PARp) richiesta da *Thalassia testudinum* in presenza di epifite (Dixon, 2000).

8. CONSIDERAZIONI E VALUTAZIONI FINALE

Il presente rapporto ha lo scopo di riassumere lo stato delle conoscenze sulle fanerogame marine della Laguna di Venezia sulla base delle esperienze e sui lavori che sono stati eseguiti dai vari Enti e ricercatori in questi ultimi decenni. Si è ritenuto di iniziare questa sintetica revisione a partire dagli anni '90 in quanto, solo da quel momento, sono iniziate nella Laguna di Venezia una serie di indagini coordinate e finalizzate alla definizione e valutazione di specifiche tematiche riguardanti queste macrofite acquatiche. Le ricerche e le esperienze condotte prima di quella data, pur avendo un elevato valore perché fotografano e descrivono una situazione allora esistente e oggi non più presente, non prendono in esame quella pluralità di aspetti, rilevati nei successivi anni, fondamentali data la loro specificità per poter definire, nei limiti in cui questo è possibile, dei parametri di riferimento di una condizione "naturale" delle praterie a fanerogame.

Le mappature realizzate in questi ultimi 10-15 anni e riferite a settori della Laguna più o meno estesi, definendo con precisione la distribuzione delle specie, la loro tipologia e le relazioni intraspecifiche, hanno permesso anche di correlare la tipologia dei sedimenti, la batimetria, la salinità, alle specifiche esigenze ecologiche della singola specie. Si è potuto inoltre comprendere che queste praterie manifestano dei dinamismi che, per talune specie, risultano significativi anche in un arco di tempo limitato nell'estensione delle coperture. Le cause della variabilità delle estensioni delle coperture riteniamo debbano essere attribuite in *primis* alle numerose attività antropiche che in questi ultimi decenni hanno modificato e alterato parzialmente, o per periodi limitati, la morfologia e le caratteristiche soprattutto fisiche delle acque (vedi torbidità). Le attività di pesca illegale, gli interventi di ripristino ambientale e morfologico, pur se eseguiti con molte precauzioni ed attenzioni per limitare gli impatti, soprattutto perché condotti in un sistema a bassa idrodinamica (aree interne della laguna), possono aver provocato delle condizioni di stress parziale che hanno determinato un impatto più o meno forte sulle praterie a fanerogame marine. Le mappature eseguite nell'ambito del monitoraggio MELa2, che ha preso in esame un arco di tempo di tre anni, hanno però permesso per la prima volta di valutare anche la variabilità a breve termine che si manifesta tra un anno e l'altro.

In assenza di fattori antropici eclatanti, riteniamo che la variabilità delle estensioni delle praterie a breve termine sia dovuta alle diverse condizioni meteo-climatiche che possono modificare anche sensibilmente e per diversi giorni le caratteristiche chimico-fisiche della colonna d'acqua. Queste alterazioni, se accentuate in alcuni specifici parametri, possono portare la pianta ad una soglia di stress non più accettabile. Le elevate temperature estive della colonna d'acqua, o le persistenti condizioni di torbidità causate dal perdurare di forti

venti, possono essere tollerate in modo diverso da una specie all'altra. Oltrepassato un certo limite, può venir meno la capacità da parte della pianta di superare queste situazioni in quanto si riduce l'effetto resilienza delle praterie, cioè la capacità di resistere alle condizioni avverse e di reagire positivamente quando vengono a ripristinarsi le condizioni favorevoli.

I lavori e gli studi realizzati in questi ultimi decenni per definire i parametri di crescita e la fenologia delle tre specie sono stati di fondamentale importanza soprattutto per la Laguna di Venezia che è formata da un mosaico di microambienti, spesso molto diversi uno dall'altro e che in modo significativo intervengono sulla fisiologia e fisionomia delle tre fanerogame marine facendo assumere alla medesima specie forme e aspetti diversi che possono essere colti valutandone i parametri funzionali e strutturali (densità, dimensioni, biomassa, biodiversità epifitica).

Complessivamente, quindi, ad una variabilità temporale che modifica entro certi limiti gli assetti delle praterie da un anno all'altro, si ha anche una variabilità spaziale, influenza soprattutto dalla morfologia dei siti e dalle altre componenti che concorrono a costituire l'ecosistema.

All'interno di questo quadro sono inclusi anche una parte dei fattori di carattere antropico che oramai sono parte integrante dell'ecosistema. La Laguna di Venezia è di fatto un ambiente modificato e strettamente influenzato giorno per giorno dalla presenza dell'uomo, e tutte quelle attività in cui è presente ma che non apportano rapidi ed immediati cambiamenti sono oramai considerate come una fattore di fatto "naturale". In questi ultimi decenni sempre più numerosi sono però gli interventi di grande impatto sull'ambiente che apportano lungo la fascia costiera o nelle aree di transizione delle significative modificazioni morfologiche che hanno effetti sia durante la loro fase di realizzazione, sia successivamente in quanto apportato modificazioni strutturali.

Nel caso specifico delle praterie a fanerogame marine, le maggiori preoccupazioni derivano dalle modificazioni che si determinano nella colonna d'acqua e nei regimi di sedimentazione. Queste tematiche sono state approfonditamente affrontate soprattutto lungo le baie e le coste degli Stati Uniti in quanto nell'arco di alcune decine di anni si è avuta una graduale riduzione dell'estensione delle coperture della SAV ad opera di interventi di natura antropica che hanno variato le caratteristiche della colonna d'acqua. Sulla base di queste esperienze, condotte su specie solamente in parte simili a quelle che colonizzano la Laguna di Venezia (*Z. marina*), e tenuto conto che non esistono esperienze simili per i nostri ambienti, riteniamo sia utile prendere le soglie indicate da questi autori come valori di riferimento e di attenzione.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Questi valori vanno intesi come soglie limite oltre le quali, se si verifica il perdurare di valori elevati per quel parametro, le praterie perdono l'importante funzione di resilienza che permette loro di sopportare lo stress e avviare successivamente, con il ripristino di condizioni più favorevoli, una ripresa e recupero delle situazioni perse (recupero di densità, ricolonizzazione dei substrati, recupero di funzionalità fisiologica, attivazione di processi riproduttivi, ecc.). Per la definizione di alcuni di questi limiti risulta di fondamentale importanza lo studio B 6.78/I che ha permesso di individuare lo stato di fatto dei descrittori funzionali delle praterie a fanerogame marine nelle bocche di porto prima dell'inizio dei lavori. Tale studio ci fornisce infatti i valori di riferimento specifici per le nostre aree, sia in termini di estensione delle singole praterie sia dei valori dei parametri di riferimento. Avendo tale studio messo in evidenza la presenza di una elevata variabilità spaziale tra un sito e l'altro, ci indica anche la metodologia per valutare ed interpretare, se si verificheranno, le variazioni sulle praterie a fanerogame marine.

Riconfermando per la bocca di porto di Lido le stazioni di riferimento utilizzate nello studio B 6.78/I e analizzando i dati singolarmente per ognuna di esse, si potrà avere un riferimento molto più specifico rispetto all'individuazione di un'area impattata e una non impattata.

Considerando quanto sino ad ora esposto, possiamo ragionevolmente ritenere che una condizione di forte attenzione si potrebbe verificare se nel corso dei monitoraggi delle fanerogame marine e dei controlli sullo stato di torbidità delle acque si registrassero le seguenti condizioni:

- una riduzione delle coperture a fanerogame marine oltre il 50%;
- una riduzione delle densità dei ciuffi fogliari della prateria oltre il 50%;
- una riduzione della biodiversità delle epifite superiore al 50%;
- tassi di sedimentazione che diano luogo al seppellimento della parte basale dei ciuffi, cioè della parte che porta le cellule meristematiche delle nuove foglie (verifica in campo);
- persistente torbidità dell'acqua superiore a 15 mg/l;
- persistenti valori del coefficiente di estinzione della luce superiore a 1-1.5 m⁻¹.

Variazioni anche dell'ordine di 20-30% rispetto ai valori di riferimento, sia dei parametri funzionali delle fanerogame marine (riferiti però alla stagione) sia delle caratteristiche fisiche dell'acqua (torbidità), non devono però essere trascurati ma devono attivare una serie di ulteriori verifiche su intervalli di tempo limitati rispetto a quelli oggi utilizzati per individuare il fattore o i fattori che hanno causato lo stress alle praterie.

9. BIBLIOGRAFIA

Béguinot A. 1913 – La vita delle piante superiori nella Laguna di Venezia e nei territori ad essa circostanti. Studio biologico e fitogeografico. *Pubbl. n. 54 dell'Uff. Idrigr. del R. Magistr. delle Acque Ferrari*, Venezia: pp.348.

Béguinot A. 1941 – La vita delle piante vascolari. In: *La Laguna di Venezia*, 3, p. 5, t. 9, (2): pp. 369.

Benacchio N. 1938 – Osservazioni sistematiche e biologiche sulle *Zosteraceae* dell'Alto Adriatico. *Thalassia*, 3: 1-41.

Biber P.D., Paerl H.W., Gallegos C.L. 2005 – Evaluating Indicators of Seagrass Stress to Light. Chp 13 in S.A. Bortone (ed) *Estuarine Indicators*. Boca Raton.:CRC Press.

Brauner J.F. 1975 – Seasonality of epiphytic algae on *Zostera marina* at Beaufort, North Carolina. *Nova Hedwigia*, 26: 125-133.

Buia M.C., Mazzella L. 1991 – Reproductive phenology of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers., and *Zostera noltii* Hornem. *Aq. Bot* 40: 343-362.

Bulthuis D.A., Woelkerling W.J. 1983 – Biomass accumulation and shading effects of epiphytes on leaves of the seagrass, *Heterozostera tasmanica* in Victoria, Australia. *Aquatic Botany* 16: 137-148.

Cancemi G. 1991 – Fenologia e produzione primaria di *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers. in un prato superficiale dell'Isola di Ischia (Golfo di Napoli). Tesi non pubblicata, Università di Napoli, Italia, 1-134.

Caniglia G., Borella S., Curiel D., Nascimbeni P., Paloschi F., Rismondo A., Scarton F., Tagliapietra D., Zanella L. 1990 – Cartografia della distribuzione delle fanerogame marine nella Laguna di Venezia. *Giorn. Bot. Ital.*, Vol. 124, (1): 212.

Caniglia G., Borella S., Curiel D., Nascimbeni P., Paloschi A. F., Rismondo A., Scarton F., Tagliapietra D., Zanella L. 1992 – Distribuzione delle fanerogame marine (*Zostera marina* L., *Zostera noltii* Hornem., *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch.) in Laguna di Venezia. *Lavor. Soc. Ven. Sc. Nat.*, Vol. 17: 137-150.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Carruthers T., Wazniak C. 2004 - Development of seagrass habitat suitability index for the Maryland Coastal Bays. In Ehrlich R. e Steele M.S (Eds.) - Maryland's Coastal Bays: Ecosystem Health Assessment (2004), 389 pp.

Cullinane J., Mahony J.O. e Whelan P. 1985 - Algal epiphytes of subtidal *Zostera marina* L. on the south coast of Ireland. *Crypt Algol.*, 4: 239-251.

Curiel D., Bellato A., Rismondo A., Marzocchi M. 1996a - Sexual reproduction of *Zostera noltii* Hornemann in the lagoon of Venice (Italy, north Adriatic). *Aquatic Botany.*, 52: 313-318.

Curiel D., Marzocchi M., Solazzi A., Bellato A. 1996b - Vegetazione algale epifita di fanerogame marine nella Laguna di Venezia (Bacino di Malamocco). *Boll. Mus. Civ. St. nat. Venezia*, 46: 27-38.

Curiel D., Marzocchi M., Scattolin M. 1998 - Microflora algale epifita di fanerogame marine nella laguna di Venezia (bacino di Malamocco). *Lav. Soc. Ven. Sc. Nat.*, 23: 49-58.

Den Hartog C. 1970 - The Seagrasses of the world. North Holland Publishing Company, Amsterdam. London. pp. 1-277.

Den Hartog C. 1975 - Changes in the seagrass populations of the Duch Wadden Zee. *Aquat. Bot.*, 1: 141-147.

Dennison W.C., Alberty R.S. 1985 - Role of dayly light period in the depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 25:51-61.

Dennison W.C., Orth J.R., Moore K.A., Stevenson J.C., Carter V., Kollar S., Bergstrom P.W., Batiuk R.A. 1993 - Assessing Water Quality with Submersed Aquatic Vegetation. *BioScienze* , 43(2): 86-94.

Dixson L.K. 2000 - Establishing light requirements for the seagrass *Thalassia testudinum*: an exemple from Tampa bay, Florida. Page 9-32 in S.A. Bortone (ed) Seagrass: Monitorino, Ecology, Physiology and management. CRC Press, Boca Raton, 318 pp.

Drago A. 2002 - Comunità fito e zoobentonica di due praterie a fanerogame marine *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch. e *Zostera marina* (L.) nella Laguna di Venezia (2000). Tesi di

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

laurea in Scienze Biologiche, Facoltà di Scienze MM.FF.NN. Relatore: M. Marzocchi. Università di Padova.

Duarte C.M. 1991 – Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 7: 139–150.

Ferguson R.L., Wood L. 1990 – Mapping submerged aquatic vegetation in North Carolina with conventional aerial photography. In: Kiraly S.J., F.A. Kross J.D., Buffington (eds). Federal Coastal Mapping Programs. *Biological Report*, 90 (18).

Fonseca M.S., Kenworthy W.J. Thayer G.W. 1998 – Guidelines for the Conservation and Restoration of Seagrasses in the Unites States and Adjacent Waters. NOAA coastal ocean decision analysis series n. 12 NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, MD.

Gambi M.C. e Dappiano M. 2003 – Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. SIBM (eds) Vol 10 (Suppl.) 638 pp.

Gambi M.C., Lorenti M., Russo G.F., Scipione M.B., Zupo V. 1992 – Depth and seasonal distribution of some groups of the vagila fauna of the *Posidonia oceanica* leaf stratum: structural and trophic analyses. P.S.Z.N. I: Marine Ecology, 13(1): 17–39.

Giesen W.B.J.T., van Katwijk M.M., den Hartog C. 1990 – Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquat. Bot.* 37: 71–85.

Jacobs R.P.W.M., Hermelink P.M. e Geel Van G. 1983 – Epiphytic algae on eelgrass at Roscoff, France. *Aquat. Bot.*, 15: 157–173.

Kenworthy W.J. e Fonseca M.S. 1996 – The light requirements of seagrasses *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme* derived from the relationship between diffuse light attenuation and maximum depth distribution. *Estuaries*, 19: 740–750.

Magistrato alle Acque, 1991 – Nuovi interventi per la salvaguardia di Venezia. Composizione delle comunità biologiche. 1^a Fase. Rilievi sui popolamenti delle barene ed aree circostanti e sulla vegetazione dei bassifondi. Studio A.3.16. Rapporto Finale. Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque. 1997 – Interventi alle bocche lagunari per la regolazione dei flussi di marea. Studio di impatto ambientale (SIA) del progetto di massima. Sezione D: Quadro di Riferimento Ambientale. Consorzio Venezia Nuova – Thetis.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Magistrato alle Acque. 1999a – Nuovi interventi per la salvaguardia di Venezia. Indagini propedeutiche a progetti di recupero e difesa ambientale. 2ª fase. Progetto esecutivo Isola di S.Erasmo. Distribuzione delle fanerogame marine sui fondali antistanti l'Isola di S.Erasmo. Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque. 1999b – Nuovi interventi per la salvaguardia di Venezia. Interventi di difesa dell'isola di S.Erasmo dalle acque alte. Indagini ambientali. Risultati finali. Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque. 2002 – Monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare (MELa2) – 2° stralcio triennale. Linea A: "Rilievo delle fanerogame marine in Laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe". Rapporto sullo stato delle conoscenze. Consorzio Venezia Nuova. Esecutore: SELC

Magistrato alle Acque. 2003a – Monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare (MELa2) – 2° stralcio triennale. Linea A: "Rilievo delle fanerogame marine in Laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe". Rapporto di 1° anno sui risultati della mappatura. Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque, 2003b – Studio B.12.3/II – Valutazione degli effetti della pesca sulla morfologia lagunare: indagine relativa alla variazione dello stato delle praterie di fanerogame marine nelle zone adiacenti le aree in concessione. Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque. 2004 – Monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare (MELa2) – 2° stralcio triennale. Linea A: "Rilievo delle fanerogame marine in Laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe". Rapporto di 2° anno sui risultati della mappatura. Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque. 2005a – Monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare (MELa2) – 2° stralcio triennale. Linea A: "Rilievo delle fanerogame marine in Laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe". Rapporto finale della attività di misura delle caratteristiche fenologiche e dei parametri di crescita delle fanerogame marine. Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque. 2005b – Studio B.6.78/I – Attività di monitoraggio alle bocche di porto. Controllo delle comunità biologiche lagunari e marine. Misure delle caratteristiche fenologiche e dei parametri di crescita delle fanerogame marine nell'area delle bocche di porto. Rapporto finale.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Manzanera M., Pérez M., Romero J. 1998 – Seagrass mortalità due to oversedimentation: an experimental approach. *Journal Coast. Conservation* 4: 67–70.

Marbà N., Duarte C.M. 1994 – Growth response of the seagrass *Cymodocea nodosa* to experimental burial and erosion. *Mar. ecol. Prog. Ser.* 107: 307–311.

Mazzella L., Scipione M. B., Gambi M. C., Buia M. C., Lorenti M., Zupo V., Rismondo A., Curiel D. 1993 – The Mediterranean seagrass systems of *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa*. A comparative overview. *Anathalya*, Atti Congresso MED COAST 1993.

Mazzella L., Guidetti P., Lorenti M., Buia M. C., Zupo V., Scipione M. B., Rismondo A., Curiel D. 1998 – Biomass partitioning in adriatic seagrass ecosystems (*Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 35: 562– 563.

Moore K.A. 2004 – Influence of seagrasses on water quality in shallow regions of the lower chesapeake bay. *Journal Coastal Research* 45: 162–178.

Moore K.A., Neckles H.A., Orth R.J. 1996 – *Zostera marina* (eelgrass) growth and survival along a gradient of nutrients and turbidity in the lower Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog.Ser.*, 142: 247–259.

Moore K.A., Wetzel R.L., Orth R.J. 1997 – Seasonal pulses of turbidity and relations to eelgrass (*Zostera marina* L.) survival in an estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 130: 93–109.

Pessa G., Sfriso A. 2002 – Monitoraggio degli effetti della pesca di *Tapes philippinarum* sui flussi di sedimentazione, sui processi erosione/sedimentazione e sulla distribuzione di macroalghe e fanerogame marine in aree bersaglio e prossime alle zone date in concessione per la pesca e l'allevamento di questi molluschi. Provincia di Venezia. Rapporto non pubblicato.

Pignatti S. 1953 – Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale, con particolare riguardo alla vegetazione litoranea. *Arch. Bot.*, 29 (1): 1–25, (2): 65–98, (3): 129–175.

Pignatti S. 1966 – La vegetazione alofita della Laguna Veneta. *Mem. Is. Ven. Sc. Lett. Arti.*, 33: 1–74.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Rismondo A., Curiel D., Marzocchi M., Micheli C. 1995a – Autoecologia e produzione di *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascher. in Laguna di Venezia. Importanza nel quadro del degrado morfologico Lagunare. *Biol. Mar. Medit.* Atti XXIV Congr. S.I.B.M., San Remo, 1–5 giugno 1995, Vol. II, fasc. 2: 405–406.

Rismondo A., Curiel D., Marzocchi M., Micheli C. 1995b – Autoecology and production of *Zostera marina* in Venice Lagoon. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 34.

Rismondo A., Curiel D., Marzocchi M., Scattolin M. 1997 – Seasonal pattern of *Cymodocea nodosa* biomass and production in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 58: 55–64.

Sand-Jensen K., 1977 – Effect of epiphytes on eelgrass photosynthesis. *Aquatic Botany*, 3: 55–63.

Scarton F., Curiel D., Rismondo A. 1995 – Aspetti della dinamica temporale di praterie a fanerogame marine in Laguna di Venezia. *Lavor. Soc. Ven. St. Nat.*, Vol 20: 95–102.

Sfriso A., Ghetti P.F. 1998 – Seasonal variation in biomass, morphometric parameters and production of seagrasses in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 61: 207–223.

Sfriso A. 2003 – Verifica di qualità ambientale nelle aree a pesca tradizionale e migliorativa; documentazione delle conoscenze esistenti sulla biologia di *Tapes philippinarum* e sui suoi rapporti con le variazioni biocenotiche dei fondali; definizione delle zone omogenee e delle unità confinate. ICRAM. Rapporto non pubblicato, pp.15.

Sfriso A., Facca C., Ceoldo S. 2004 – Growth and production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascheron in the Venice lagoon. In: Campostrini P. (ed.). Scientific Research and Safeguarding of Venice. CoRiLa. Research Programme 2001–2003. 2002 Results. Venice 229–236 pp.

Simonetti G. 1966 – Variazioni dei popolamenti a Zosteracee nel Golfo di Trieste durante gli ultimi decenni. *Arch. Ocean. Limnol.*, suppl. al Vol. 15: 107–114.

Simonetti G. 1973 – I consorzi a fanerogame nel Golfo di Trieste. *Atti Ist. Ven. Sc. Lett. Arti.*, 131: 459–502.

Stevenson J.C., Staver L.W., Staver K.W. 1993 – Water quality associated with survival of submerded aquatic vegetation along an estuarine gradient. *Estuaries* (16(2)): 346–361.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Tagliapietra D., Cornello M., Pessa G., Zitelli A. 1999 – Variazioni nella distribuzione delle praterie a fanerogame marine presso la bocca di Porto del Lido (Laguna di Venezia). *Biol. Mar. Medit.*, Vol. 6 (1): 448–451.

Tuya F., Martin J.A., Luque A. 2002 – Impact of a marina construction on a seagrass bed at Lanzarote (Canary Islands). *Jour. Coast. Conserv.* 8: 157–162.

Vatova A. 1949 – Caratteri di alcune facies bentoniche della Laguna veneta. *Nova Thalassia*, 1, (4): 3–14.

Vermaat J.E., Beijer J.A.G., Gijlstra R., Hootsmans M.J.M., Philippart C.J.M. 1993 – Leaf dynamics and standing stocks of intertidal *Zostera noltii* Hornem. And *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson on the banc d'Arguin (Mauritania). *Hydrobiologia*, 258: 59–72.

Vierhagen J.H.G., Nienhuis P.H. 1983 – A simulation Model of Production; Seasonal Changes in Biomass and Distribution of Eelgrass (*Zostera marina*) in lake Grevelingen. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 10: 187–195.

Zimmerman R.C. Reguzzonew J.L., Wyllie-Echeverria S., Josselyn M., Alberte R.S. (1991) – Assesment of environmental suitability for growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) in San Francisco Bay. *Aquat. Bot.* 39: 353–366.

Zupo V. 1994 – Strategies of sexual inversion in *Hippolyte inermus* Leach (Crustacea, Decapoda) from a Mediterranean seagrass mesdow. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 178: 131–145.