

**UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI NAPOLI “FEDERICO II”**

***SCUOLA DI DOTTORATO “SCIENZE DELLA TERRA”***

*“Giuseppe De Lorenzo”*

*Dottorato in Scienze ed Ingegneria del Mare*

*in consorzio con*

**SECONDA UNIVERSITÀ DI NAPOLI**

**UNIVERSITÀ “PARTHENOPE” NAPOLI**

*in convenzione con*

**ISTITUTO PER L’AMBIENTE MARINO COSTIERO – C.N.R.  
STAZIONE ZOOLOGICA “ANTON DOHRN”**

***XXI ciclo***

**Tesi di Dottorato**

**Interpretazione dei *pattern* di crescita della  
fanerogama marina *Posidonia oceanica* (L.) Delile**

Candidato: Dott.ssa Flagella Stefania

Tutor: Prof. Vincenzo Saggiomo

Co-Tutor: Prof.ssa Maria Cristina Buia

Il Coordinatore del Dottorato: Prof. Alberto Incoronato

ANNO 2010

## INDICE

<b>1. INTRODUZIONE</b>	<b>1</b>
1.1 ANGIOSPERME MARINE: CARATTERISTICHE GENERALI	4
1.2 BIOINDICATORI	7
<i>1.3 POSIDONIA OCEANICA</i>	12
1.3.1 Distribuzione geografica	12
1.3.2 La pianta	14
1.3.3 Riproduzione	20
1.3.4 Caratteristiche delle praterie	25
1.3.5 Inortanza ecologica dei sistemi a <i>Posidonia oceanica</i>	30
1.4 DISTURBI NATURALI E ANTROPICI	34
1.5 FATTORI CHE INFLUENZANO LA REGRESSIONE DELLE PRATERIE	38
1.6 TECNICHE DI RETRODATAZIONE: TECNICA LEPIDOCRONOLOGICA	41
1.6.1 Considerazioni sulla tecnica lepidocronologica	45
<b>2. SCOPO DEL LAVORO</b>	<b>46</b>
<b>3. MATERIALI E METODI</b>	<b>48</b>
3.1 TEMPI DI CRESCITA DEL RIZOMA (OBIETTIVO I)	48
3.1.1 Area di studio: le praterie di Punta Tresino e Punta Licosa (Cilento)	48
3.1.2 Attività in <i>situ</i>	49
3.1.3 Attività in laboratorio	52

3.1.3.1	Analisi dei sedimenti	52
3.1.3.2	Analisi lepido cronologica	53
3.1.3.3	Analisi morfometrica	54
3.1.4	Trattamento statistico dei dati	56
3.2	CICLO ENDOGENO (OBIETTIVO II)	58
3.2.1	Area di studio: la prateria di Lacco Ameno	58
3.2.2	Attività in laboratorio	60
3.2.3	Trattamento statistico dei dati	60
3.3	RISPOSTE A PERTURBAZIONI AMBIENTALI (OBIETTIVO III)	62
3.3.1	Area di studio: le praterie di Cava e Maronti (Ischia)	62
3.3.2	Descrizione degli impatti	63
3.3.3	Attività in situ	69
3.3.4	Attività in laboratorio	70
3.3.4.1	Analisi lepidocronologica	70
3.3.4.2	Analisi morfometriche	70
3.3.5	Trattamento statistico dei dati	71
<b>4.</b>	<b>RISULTATI</b>	<b>73</b>
4.1	TEMPI DI CRESCITA DEL RIZOMA (OBIETTIVO I)	73
4.1.1	Caratteristiche chimico fisiche dei siti di studio Punta Tresino e Punta Licosa	73
4.1.2	Caratteristiche strutturali delle praterie	74
4.1.3	Parametri morfometrici della pianta	76
4.1.4	Produzione della pianta	79

4.1.5	Tempi di crescita del rizoma	88
4.2	CICLO ENDOGENO (OBIETTIVO II)	92
4.3	RISPOSTE A VARIAZIONI AMBIENTALI (OBIETTIVO III)	100
4.3.1	Prateria di Cava	100
4.3.1.1	Variazione dei parametri fisici	100
4.3.1.2	Variazione dei parametri dei parametri strutturali	101
4.3.1.3	Variazione delle ripartizioni percentuali dei diversi com- parti della pianta	102
4.3.1.4	Variazioni nella produzione della pianta	104
4.3.1.5	Variazioni dei parametri morfometrici	105
4.3.2	Prateria dei Maronti	111
4.3.2.1	Variazione dei parametri strutturali	114
4.3.2.2	Parametri morfometrici	114
4.3.2.3	Variazioni nella produzione della pianta	114
4.3.2.4	Risposta della pianta all'impatto antropico "ripascimento"	118
<b>5.</b>	<b>DISCUSSIONI</b>	<b>120</b>
5.1	TEMPI DI CRESCITA DEL RIZOMA (OBIETTIVO I)	123
5.2	CICLO ENDOGENO (OBIETTIVO II)	131
5.3	RISPOSTE A VARIAZIONI AMBIENTALI (OBIETTIVO III)	136
<b>6.</b>	<b>CONCLUSIONI</b>	<b>144</b>
<b>7.</b>	<b>BIBLIOGRAFIA</b>	<b>146</b>

# 1.INTRODUZIONE

## 1.1 ANGIOSPERME MARINE: CARATTERISTICHE GENERALI

I reperti fossili (spore) risalenti all'Ordoviciano sembrano attestare a 475 M di anni la comparsa delle prime piante vascolari in seguito all'adattamento all'ambiente terrestre delle forme marine (Wellman *et al.*, 2003).

Trecento milioni di anni dopo, nel Cretaceo, alcune specie di piante vascolari compiono il passaggio inverso, dalla terra verso il mare, consentendo la comparsa delle Magnoliofite marine (Larkum e Den Hartog, 1989).

In precedenza le Magnoliofite marine dal punto di vista evolutivo erano ritenute piante intermedie tra quelle acquatiche e quelle vascolari (Arber, 1920; Den Hartog, 1970) si tratta invece di un gruppo di piante vascolari terrestri (discendenti dalla angiosperme ancestrali) adattate in un secondo momento alla vita acquatica (Klap *et al.*, 2000). Una componente che si pensava essere prerogativa delle sole piante vascolari terrestri è la lignina. Si tratta di polimero tridimensionale la cui molecola molto complessa è formata da una sola unità, il fenilpropano, ripetuta numerosissime volte: la sintesi di lignina richiede una grossa quantità di energia e la lignina nelle piante vascolari terrestri ha funzione di legare e cementare tra loro le fibre per conferire ed esaltare la compattezza e la resistenza della pianta stessa, nelle angiosperme marine dove la rigidità non ha un'elevata importanza probabilmente assume significato diverso ed è legata al mantenimento del sistema di lacune interne alla pianta per il passaggio dell'ossigeno dalle foglie alle radici (Larkum *et al.*, 1989). Inoltre la lignina rende più resistente la pianta da eventuali attacchi da parte di microrganismi patogeni (Klap *et al.*, 2000). La molecola di lignina si è riscontrata anche nelle Magnoliofite marine, in particolare in *Posidonia oceanica*, e non è presente in nessun'altra pianta marina macroalghe incluse (Larkum *et al.*, 1989). Tale presenza attesterebbe le antiche origini di questo genere (Les *et al.*, 1997).

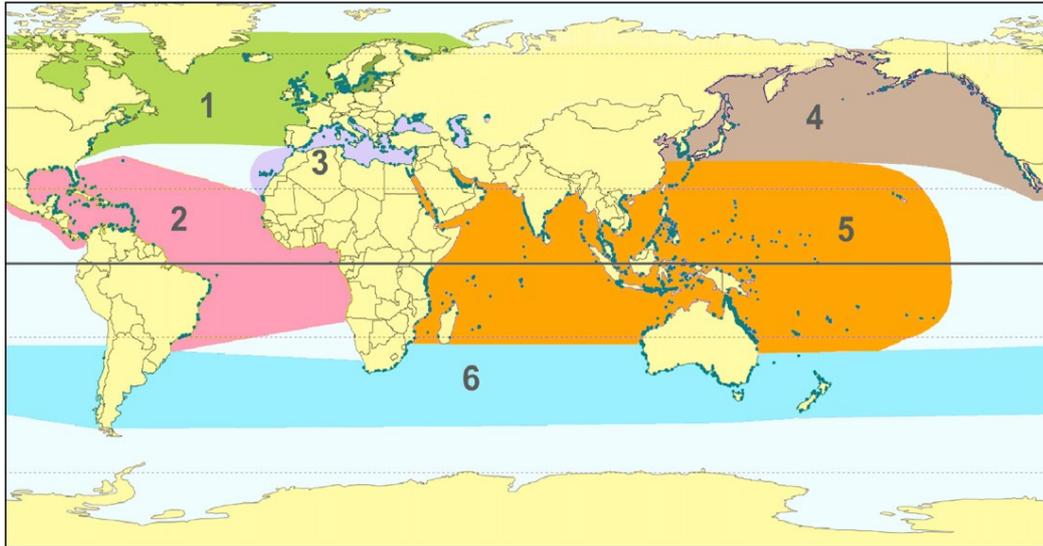
Le Magnoliofite marine dalla loro comparsa ad oggi si sono diversificate limitatamente e attualmente vengono raggruppate in 2 famiglie (Potamogetonaceae e Hydrocharitaceae) costituite da un gruppo polifiletico di

circa 13 generi (*Amphibolis*, *Cymodocea*, *Enhalus*, *Halodule*, *Halophila*, *Heterozostera*, *Nanozostera*, *Phyllospadix*, *Posidonia*, *Syringodium*, *Thalassia*, *Thalassodendron* e *Zostera*) comprendenti 60 specie di angiosperme (Kuo e Hartog, 2001). Un numero evidentemente basso se confrontato con quello delle Magnoliofite terrestri, circa 234000 o in generale con quello degli organismi marini, circa 200000 (Heip, 1998; Lecointre e Le Guyader, 2001).

Si ipotizza che la scarsa diversificazione di tali organismi sia dovuta principalmente a tre fattori:

- l'elevata capacità competitiva che se da una parte ha consentito la grande diffusione di tali organismi, dall'altra ha spinto poco sulla speciazione;
- la predominanza della riproduzione vegetativa rispetto a quella sessuata che porta ad una scarsa diversificazione genetica;
- l'assenza di simbiosi mutualistiche con gli insetti (sovente specie specifiche) che nelle piante terrestri ha determinato una forte spinta alla diversificazione (Romero, 2004a).

Le Magnoliofite marine sono presenti in tutti i continenti ad eccezione di quello Antartico e attualmente formano il più esteso ecosistema costiero al mondo (Fig. 1.1) (Kirkman, 1990). La loro distribuzione viene distinta in sei bioregioni individuate in base alle specie che compongono le comunità, alla loro distribuzione e a fattori geografici dovuti a influenze tropicali e temperate (Short *et al.*, 2007). Delle sei bioregioni, quattro sono temperate (Temperata Nord Atlantica, Temperata Nord Pacifica, Mediterranea, Temperata Australe) e due sono tropicali (Tropicale Atlantica e Tropicale Indo-Pacifico) (Fig. 1.1). La minore diversità di specie si riscontra nella bioregione Temperata Nord Atlantica con la predominanza di *Zostera marina*. La maggiore diversità di specie si osserva nelle bioregioni tropicali in particolare in quella Indo-Pacifico dove possono coesistere nello stesso habitat fino a 14 specie. Il genere che presenta il maggiore numero di specie è *Halophila* mentre *Ruppia maritima* è la specie più diffusa presente sia nelle bioregioni temperate che in quelle tropicali. La bioregione Mediterranea caratterizzata da acqua limpida vede la predominanza di praterie a *Posidonia oceanica* (Short *et al.*, 2007).



**Fig. 1.1** Distribuzione globale delle Magnoliofite marine indicate dai puntini blu (Dati 2005 UNEP-WCM) e bioregioni: 1. Temperata Nord Atlantica; 2. Tropicale Atlantica; 3. Mediterranea; 4. Temperata Nord Pacifica; 5. Tropicale Indo-Pacifica; 6. Temperata Oceano Australe (da Short *et al.*, 2007).

Le angiosperme marine vivono completamente sommerse, sono in grado di sopravvivere in presenza di alta o variabile salinità, hanno un sistema di ancoraggio resistente ai movimenti dell'acqua e utilizzano un meccanismo di impollinazione subacqueo che consente loro, come già detto, di colonizzare vaste aree soprattutto a substrato sabbioso (Green e Short, 2003; Kuo e Hartog, 2001). Molte di queste specie vengono definite *engineering species* cioè specie strutturanti che sono in grado di modulare direttamente la disponibilità di substrato per altre specie; vengono inoltre definite *key species* per l'impatto che provocano nell'ecosistema di appartenenza (Boudouresque *et al.*, 2006).

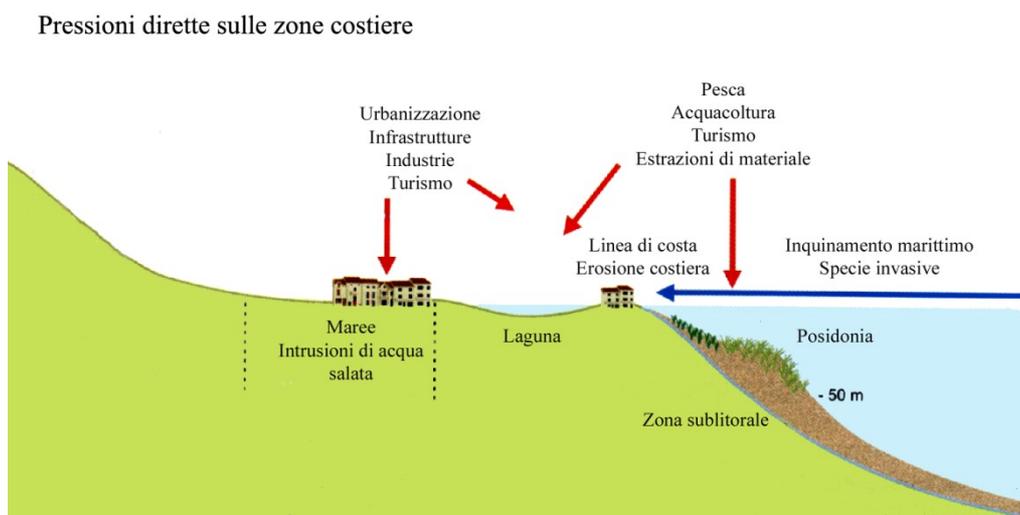
A livello mondiale l'interesse scientifico per le Magnoliofite marine assume notevole importanza a partire dal 1970 quando, grazie alla monografia di Den Hartog, viene evidenziato il ruolo fondamentale che queste angiosperme svolgono nell'ambiente marino costiero. Esse infatti sono il punto di partenza di una complessa rete trofica, producono ossigeno, attenuano l'erosione delle coste, forniscono cibo e protezione e sono luogo di nursery per molti organismi alcuni dei quali di interesse economico (Larkum *et al.*, 1989; Blanc e Jeudy de Grissac, 1984; Green e Short, 2003; Hemminga e Duarte, 2001; Romero *et al.*, 1992; Koch *et al.*, 2006). Inoltre le angiosperme marine rappresentano l'habitat ideale per

alcune specie minacciate compresi sirenidi (dugongi, lamantini), tartarughe marine, cavallucci marini. Non meno importante il ruolo che svolgono nel contrastare i cambiamenti climatici attraverso la rimozione del diossido di carbonio dal sistema oceano-atmosfera, intrappolandolo nella materia organica (Short *et al.*, 2007).

## 1.2 BIOINDICATORI

La fascia costiera è continuamente soggetta a cambiamenti legati a diversi impatti, sia di origine naturale (ad esempio l'erosione delle coste) e soprattutto di origine antropica (Ruiz e Romero, 2003)

In particolare, dalla fine degli anni 50, l'impatto antropico è rilevante sulle zone costiere (Fig.1.2), proprio perché sono i luoghi dove si concentrano maggiormente le attività commerciali e turistiche. I fattori di pressione sono determinati da una accentuata spinta all'urbanizzazione e all'abusivismo edilizio, dalla costruzione di infrastrutture di trasporto in aree costiere (strade, ferrovie), dai porti, dall'agricoltura, dalla pesca, dall'industria, attirata nelle aree costiere da un più facile ed economico smaltimento dei reflui che originano dai processi della produzione industriale.



**Fig. 1.2** Pressioni antropiche sull'ecosistema costiero (da Benoit e Comeau, 2005 modificato).

I sistemi a fanerogame, cui le Magnoliofite appartengono, proprio a causa della loro vicinanza alla costa, sono soggetti a diversi tipi di impatti antropici

(scarichi industriali e urbani, pesca a strascico, opere marittime, allevamenti marini, attività legate al diporto nautico) i quali, sommati a quelli naturali (in prevalenza eventi meteo-climatici) ne causano un evidente e generalizzato declino (Short e Willy-Echeverria, 1996; Ruiz e Romero, 2003; González-Correa *et al.*, 2005; Montefalcone *et al.*, 2008; Montefalcone *et al.*, 2010).

A partire dalla Conferenza di Rio de Janeiro nel 1992 sulla Biodiversità (<http://habitat.igc.org/agenda21/Index.html>), un ridotto numero di fanerogame marine, distribuzione prevalentemente lungo la fascia costiera, vengono ritenute specie minacciate e quindi da sottoporre a regime di protezione. Inoltre, la Direttiva 2000/60/CE “Water Framework Directive” (WFD) per la protezione ed il miglioramento della qualità di tutte le risorse idriche dell’Unione Europea, si pone l’obiettivo di fissare un quadro comunitario per la protezione delle acque che assicuri la prevenzione e la riduzione dell’inquinamento, agevoli l’utilizzo idrico sostenibile, protegga l’ambiente e migliori le condizioni dei sistemi acquatici (EC, 2000; <http://europa.eu.int/scadplus/leg/it/evb/128002b.htm>). In particolare, la WFD prevede che gli Stati Membri eseguano analisi e monitoraggi, raccolta ed elaborazione dei dati per arrivare a classificare lo stato di qualità ecologica delle acque superficiali e conseguire infine lo “stato buono” dei diversi corpi idrici entro il 2015. A tal fine la Commissione Europea ha stabilito una Strategia Comune di Implementazione (CIS), con l’obiettivo di creare delle linee metodologiche comuni ai vari paesi per l’interpretazione e l’applicazione della Direttiva.

Allo scopo di valutare lo ecologico dei corpi d’acqua viene monitorato l’ambiente marino utilizzando degli indicatori biologici in grado di rispondere a diverse forme d’inquinamento.

In generale, con il termine “indicatore biologico” ci si riferisce ad un qualsiasi organismo (o insieme di organismi) in grado di fornire informazioni sulla qualità dell’ambiente e i suoi cambiamenti. Secondo la definizione data da Blandin nel 1986, *“l’indicatore biologico è un organismo o un gruppo di organismi (popolazione, comunità) che con una risposta a livello biochimico, citologico, fisiologico o ecologico, permette di caratterizzare, in modo pratico e sicuro, lo stato di un ecosistema e di evidenziare, il più precocemente possibile, le probabili alterazioni”*. L’uso di bioindicatori è stato riconosciuto come uno degli

strumenti di indagine più promettenti poiché individua metodi pratici di valutazione indiretta della qualità dell'ambiente marino (Bellan, 1993).

Anche in Italia, alcune normative ministeriali assegnano alle comunità biologiche un importante ruolo nel definire lo stato di qualità dell'ambiente. La Legge 979/82 prima e poi il DL 152/99 richiamano la necessità di procedere ad indagini quali-quantitative sul fitoplancton, sullo zooplancton, sulle fitocenosi a *Posidonia oceanica* e sulle comunità bentoniche più rappresentative dei fondali marino costieri del nostro territorio. Con la più recente normativa comunitaria, per la prima volta nella storia dei controlli ambientali in ambiente marino, la matrice biologica assume un ruolo fondamentale al pari di quella fisica e chimica. Con l'“analisi biologica”, infatti, si può determinare la storia di un sito dove proprio gli organismi che vi vivono, denunciando, attraverso le loro sensibilità, le alterazioni ambientali di quell'ecosistema nel tempo.

Nell'ambito dell'attuazione della WFD diventano prioritari la messa a punto di descrittori biologici a diversi livelli trofici dell'ecosistema (produttori primari, consumatori di diverso ordine, comunità macrobentoniche, macrofite e comunità ittiche).

Tali indicatori biologici possono:

- descrivere lo stato di salute di un corpo idrico poiché mantengono una memoria storica e spaziale dei fenomeni naturali e di perturbazione di un dato ecosistema;
- reagiscono non tanto ad un singolo fattore ma alla variazione della situazione ambientale nel suo complesso;
- hanno la capacità di esprimere un effetto cumulativo;
- possono essere utilizzati in modo pratico fornendo valori quantitativi e confrontabili attraverso un linguaggio universale.

Tra i vari gruppi di organismi proposti come indicatori delle acque marine, compaiono alcune fanerogame che danno vita ad ecosistemi chiave per la fascia costiera (Hemminga e Duarte 2001).

Nell'area mediterranea le fanerogame più comuni sono *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* e *Posidonia oceanica*. Meno frequenti sono *Halophila stipulacea*, specie tropicale che è riuscita ad insediarsi prevalentemente nel settore sud-orientale del Mediterraneo e *Zostera marina* che predilige ambienti lagunari.

Tra le varie fanerogame, *Posidonia oceanica* è stata considerata bioindicatore fitobentonico per l'eco-regione Mediterranea. Infatti *Posidonia* presenta le seguenti caratteristiche necessarie per essere considerata un buon bioindicatore:

- costituisce uno degli ecosistemi più produttivi e maggiormente diffusi del nostro bacino e per questo soggetta a continui impatti antropici di natura sia meccanica che chimica;
- è una specie longeva;

è sensibile e risponde all'inquinamento e ad altre pressioni legate all'attività umana (Augier *et al.*, 1984; Ardizzone e Pelusi, 1984; Ceccherelli *et al.*, 2007; Guidetti e Fabiano, 2000; Holmer *et al.*, 2008; Lefabrie *et al.*, 2008; Leriche *et al.*, 2006; Meinesz e Laurent, 1978; Pérez *et al.*, 2008).

Sulla base dei dati ottenuti nei monitoraggi vengono proposti vari indici (Buia *et al.*, 2005; Romero *et al.*, 2007) e relative correzioni (Romero *et al.*, 2007). Uno studio recente propone un indice biotico (Bipo) (Lopez y Roio *et al.*, 2010) creato tenendo conto del set di dati ottenuti dai monitoraggi effettuati nella parte occidentale del Mediterraneo e reperibili nelle amministrazioni nazionali, regionali o negli istituti di ricerca. Lo scopo è quello di avere uno strumento immediato per la valutazione dello stato ecologico delle praterie a *Posidonia oceanica* (Lopez y Roio *et al.*, 2010). Le variabili prese in considerazione sono quelle comunemente utilizzate per il monitoraggio della struttura e dello stato ecologico delle praterie; in particolare per sviluppare l'indice sono state utilizzate solo le variabili che risultavano significativamente diverse nel confronto tra siti soggetti a forte pressione antropica esiti dove la pressione antropica non è rilevante: profondità e tipologia del limite inferiore, densità dei fasci fogliari, ricoprimento percentuale del prato, percentuale dei rizomi plagiotropi, superficie fogliare, Coefficiente A (percentuale delle foglie con apice eroso), produzione fogliare, produzione e allungamento del rizoma, biomassa epifitica. Come per i precedenti indici è stata considerata la profondità di riferimento di  $15 \pm 1$  m.

Seppure non tutti siano concordi nel parlare di declino a livello globale (González-Correa *et al.*, 2007) in numerose aree del Mediterraneo è stata registrata la riduzione della densità dei ciuffi (Pergent *et al.*, 1995) e l'arretramento del limite inferiore, in particolare nel settore nord-occidentale dove le praterie oltre i trenta metri di profondità risultano sempre più rare e dove

alcune praterie sono del tutto scomparse negli ultimi decenni (Ardizzone *et al.*, 2006; Boudouresque *et al.*, 2000; Marabà *et al.*, 1996; Montefalcone *et al.*, 2007a; Montefalcone *et al.*, 2007b; Procaccini *et al.*, 2003).

Le caratteristiche strutturali delle praterie come profondità e tipologia di limite inferiore, densità dei fasci e ricoprimento, sono di fatto il risultato delle condizioni ambientali a cui la prateria è sottoposta (trasparenza dell'acqua, condizioni idrodinamiche e tasso di sedimentazione) (Meinez e Laurent, 1978; Pergent *et al.*, 1995; Pergent-Martini *et al.*, 1999; Pergent–Martini *et al.*, 2005).

La valutazione dello stato di una prateria a *Posidonia oceanica* può essere effettuato a tre livelli (Montefalcone, 2008): il livello “individuale” in cui si studia la fenologia della pianta, ossia la biometria delle foglie su base stagionale, così da ottenere informazioni sullo suo stato di “salute” e sulle condizioni di crescita (Buia *et al.*, 2004; Leoni *et al.*, 2006; Marabà *et al.*, 2006); il livello “popolazione” in cui si studia la morfologia e la struttura della prateria (coperture, densità, presenza di *matte* morta o canali *intermatte*, profondità del limite inferiore, tipologia di limite inferiore) in modo da ottenere informazioni indirette sulle condizioni ambientali a cui la prateria è sottoposta (Pergent *et al.*, 1995; Montefalcone *et al.*, 2008); il livello “comunità” in cui vengono studiate le interazioni tra pianta, flora e fauna associata (in particolare gli epifiti presenti sulle foglie) anche esse influenzate dalle alterazioni ambientali (Cancemi *et al.*, 2003; Ruiz *et al.*, 2001; Balata *et al.*, 2007). I metodi utilizzati per lo studio possono essere distinti in “distruttivi” e “non distruttivi” (Buia *et al.*, 2004). La maggior parte delle informazioni relative alla pianta (livello individuale) così come la maggior parte delle informazioni riguardanti la fauna e la flora associate (livello comunità) vengono ottenute attraverso tecniche “distruttive” in quanto si ha la necessità di prelevare campioni con un numero di repliche rappresentativo per ciascuna stazione di campionamento. Al contrario le informazioni relative al livello di popolazione e alcune analisi a livello di comunità come ad esempio lo studio della fauna vagile si possono ottenere mediante osservazioni in campo e per questo sono definite “non distruttive”.

L'importanza di *Posidonia oceanica* è legata anche al fatto che può essere considerata un tracciante di variazioni ambientali. Infatti lungo i rizomi (fusti

modificati) si conservano i resti di tessuto fogliare con maggiore contenuto in lignina, in particolare le basi delle foglie, la cui età può essere stimata, attraverso una tecnica di retrodatazione detta lepidocronologia (Pergent *et al.*, 1983; Pergent *et al.*, 1989; Boudouresque *et al.*, 1984). Questa tecnica si basa sulla variazione ciclica annuale dello spessore delle scaglie (così vengono definite le basi delle foglie una volta che la lamina fogliare si è staccata); un anno lepidocronologico è compreso tra due basi con spessore minimo e inizia all'incirca alla fine dell'inverno (Crouzet, 1981; Crouzet *et al.*, 1983). Attraverso questa tecnica è possibile stimare l'andamento annuale della produzione della pianta, sia come biomassa e allungamento del rizoma che come numero di foglie; è possibile altresì rilevare le fioriture pregresse e l'eventuale contaminazione da metalli pesanti nei tessuti (Pergent, 1990). Queste valutazioni su scale temporali più o meno lunghe permettono di collegare eventuali anomalie del *trend* produttivo ad eventi cronologicamente fissati (Ancora *et al.*, 2004).

In definitiva la combinazione delle tecniche di monitoraggio e quelle di retrodatazione consentono di valutare lo stato della pianta e delle praterie e la loro evoluzione su ampie scale temporali, desumendo indirettamente informazioni sulla qualità dell'ambiente (Pergent *et al.*, 1995).

### **1.3 POSIDONIA OCEANICA**

#### **1.3.1 Distribuzione geografica**

*Posidonia oceanica* (L.) Delile (subphylum Angiospermae, classe Monocotyledonae, ordine Potamogetonales, famiglia Posidoniaceae) è una delle cinque fanerogame marine presenti nel Mediterraneo, di cui è "endemica". Nel bacino forma una fascia pressoché continua lungo quasi tutte le sue coste; non si riscontra solo sulle coste dell'Egitto (ad Est del delta del Nilo), sulle coste della Palestina, di Israele e del Libano. In studi recenti si evidenzia la presenza di *Posidonia oceanica* nel mar di Marmara (Menezs *et al.* 2009). Non si spinge nel mar Nero ed è rara o assente a Nord dell'Adriatico e lungo le coste di Camargue e Port-la-Nouvelle (Boudouresque e Meinez, 1982; Boudouresque *et al.* 2006). Nel complesso le praterie a *Posidonia* occupano un'area importante compresa tra il 2 e il 4% dell'intero bacino (Den Hartog, 1970; Boudouresque *et al.*, 1984; Semroud

*et al.*, 1992) (Fig.1.3). La batimetrica a cui questa specie si spinge (circa 40m) segna nel Mediterraneo il limite inferiore del piano infralitorale.



**Fig.1.3** Distribuzione delle praterie a *Posidonia oceanica* lungo le coste del Mediterraneo evidenziata in verde (Procaccini *et al.*, 2003).

La distribuzione geografica di *Posidonia* viene definita “bipolare” in quanto si rinviene soltanto in Mediterraneo e in Australia (Fig. 1.4). L’ipotesi più accreditata per spiegare questa distribuzione è che il genere *Posidonia*, agli albori della sua storia evolutiva, abbia colonizzato il mare in aree assai più estese di quelle attuali, comprendenti sia zone tropicali che temperate; solo in seguito alla competizione con specie apparse più tardi e meglio adattate agli ambienti tropicali, le specie del genere *Posidonia* sarebbero state relegate ai margini di tale areale (Den Hartog, 1970).

A differenza del Mediterraneo, in Australia si distinguono ben 8 specie: *P. angustifolia*, *P. australis*, *P. coriacea*, *P.denhartogii*, *P. kirkemanii*, *P. ostenfeldii*, *P. robertsonae* e *P.sinuosa* (Kuo et Hartog, 2001). Il fatto che esistano delle differenze molto marcate a livello genetico tra la specie mediterranea e quelle australiane suggerisce che la separazione tra i due gruppi sia avvenuta in tempi lontani, probabilmente alla fine dell’Eocene (Weycott e Les, 2000).

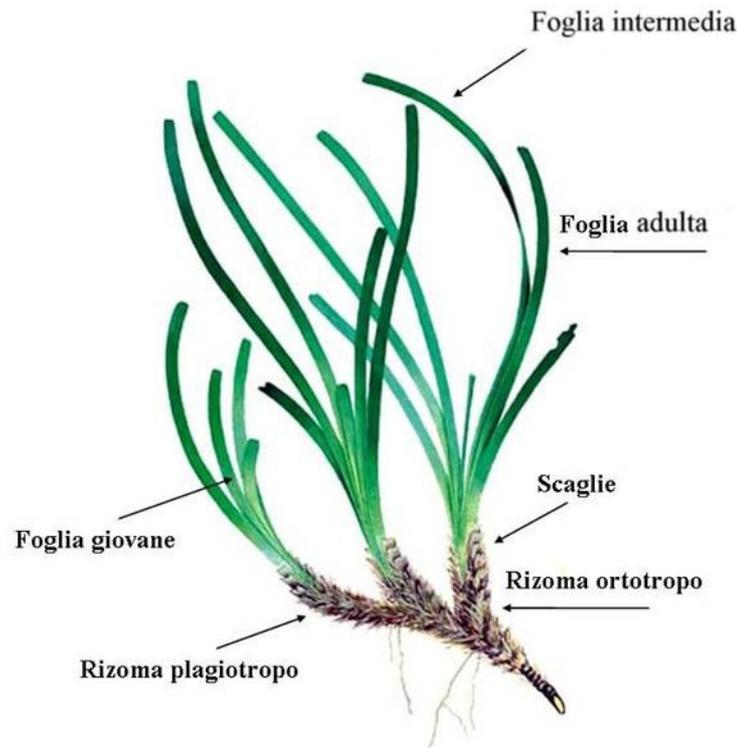


**Fig.1.4** Distribuzione bipolare del genere *Posidonia*.

*Posidonia oceanica* è sopravvissuta alla crisi del Messiniano (5,6 – 5,3 Ma) quando, in seguito alla chiusura dello stretto di Gibilterra, il Mediterraneo è evaporato quasi completamente riducendosi a una serie di pozze. . Non è del tutto chiaro come *Posidonia* abbia resistito a tali condizioni; si ritiene che alcune zone di rifugio sia nel Mediterraneo che nel vicino Atlantico abbiano poi consentito alla pianta di ricolonizzare il bacino dopo la riapertura dello stretto (Buodouresque et al., 2006)

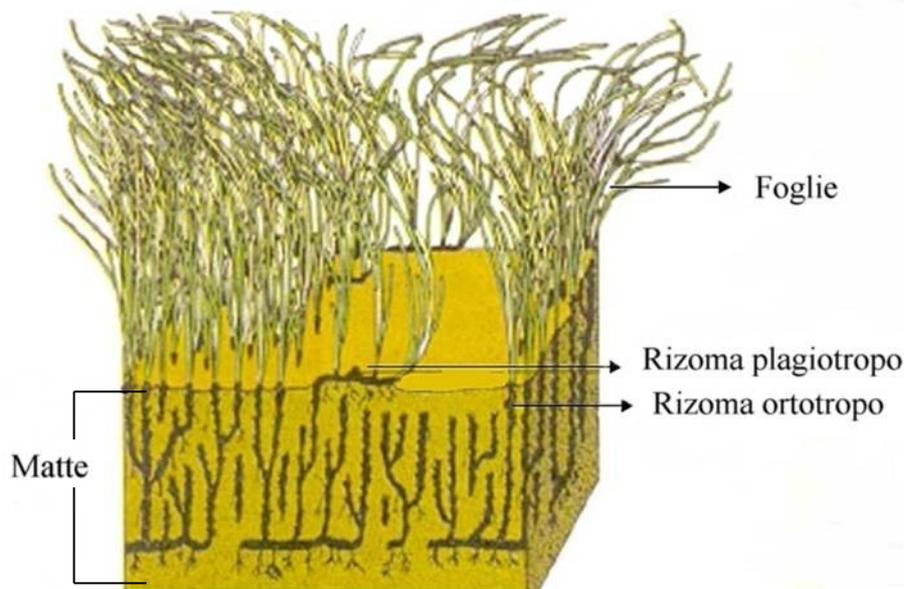
### 1.3.2 La pianta

*Posidonia oceanica*, così come tutte le piante superiori, è provvista di strutture vegetative differenziate: radici, fusto e foglie (Fig.1.5). La pianta è in grado di riprodursi per via vegetativa ma anche sessuata. I fusti sono modificati e prendono il nome di rizomi e per “stolonizzazione” (riproduzione vegetativa) possono accrescersi sia in senso orizzontale (rizoma plagiotropo) che in senso verticale (rizoma ortotropo) (Mazzella et al., 1986).



**Fig. 1.5** Rappresentazione schematica di tre fasci di *P. oceanica*

I rizomi plagiotropi che consentono l'espansione-crescita in senso orizzontale della pianta, presentano radici sul lato inferiore, assolvono così sia la funzione di ancoraggio della pianta al substrato, sia di trasporto dei nutrienti. L'accrescimento orizzontale è quello prevalente poiché consente l'occupazione progressiva del substrato e, in determinate condizioni ambientali, ad esempio quando la densità fogliare diviene elevata e la disponibilità di substrato diminuisce, i rizomi possono attivare una crescita in senso verticale: consentendo alla pianta di sfruttare la luce e di contrastare il progressivo insabbiamento dovuto alla continua sedimentazione di detrito (Boudouresque *et al.*, 1984). Un rizoma ortotropo può diventare plagiotropo e viceversa a seconda dello spazio disponibile (Caye, 1980). Questi due tipi di accrescimento sono all'origine della formazione delle cosiddette *mattes*, tipiche strutture a terrazzo costituite dall'intreccio di più strati di rizomi, di radici e di sedimento intrappolato tra questi che possono innalzare anche di diversi metri il fondo del mare (Peres e Picard, 1964) (Fig.1.6).



**Fig.1.6** Schema rappresentativo della *matte*, dello strato dei rizomi e delle foglie di *Posidonia oceanica* (Boudouresque e Meinesz, 1982).

La *matte* è una struttura resistente, che rappresenta il risultato tra due forze opposte: l'accrescimento verticale della pianta e l'accumulo dei sedimenti; se quest'ultimo è troppo rapido si può verificare un progressivo insabbiamento della pianta, fino alla morte per soffocamento delle parti vegetative, al contrario una sedimentazione scarsa, porta allo scalzamento dei rizomi con conseguente indebolimento della *matte* e progressiva distruzione della prateria (Boudouresque e Meisnez, 1982).

La velocità di crescita di queste strutture è stata valutata mediante stime basate sulla comparazione delle carte batimetriche (Molinier e Picard, 1952; Mateo *et al.*, 1997) ma anche sulla datazione al Carbonio 14 ( $^{14}\text{C}$ ) (Boudouresque e Jedy de Grissac, 1983). In generale si è osservato che la crescita è strettamente correlata alle dinamiche dei processi di sedimentazione e quando l'accumulo di sedimento e l'accrescimento dei rizomi sono in equilibrio, la velocità di innalzamento della *matte* si stima intorno a 1 m/secolo (Fig.1.7) (Boudouresque e Jedy de Grissac, 1983).



**Fig 1.7** *Matte di Posidonia oceanica.*

Nelle zone riparate come in alcune baie, la *matte* può formare una barriera naturale detta *récif-barrière*; si tratta di strutture spettacolari formate dalla *matte* che, arrivando in prossimità della superficie, spinge verso l'alto la prateria con conseguente emersione delle foglie (Boudouresque *et al.*, 1984; Augier e Bourdouresque, 1970; Boudouresque *et al.*, 1985). In zone con elevato idrodinamismo invece, la *matte* può essere scalzata ed erosa con conseguente formazione di canali di erosione detti “*intermatte*”. Aree di discontinuità si possono formare anche a causa di danni meccanici legati a frequenti ancoraggi sulle praterie (Ceccherelli e Campo, 2002; Ceccherelli *et al.*, 2007; Milazzo e Baldamenti, 2002).

Le foglie di *Posidonia oceanica* sono nastriformi, con apici arrotondati; hanno una larghezza media di 1 cm e possono raggiungere oltre 1 m di lunghezza (Fig.1.8). Esse hanno funzione sia fotosintetizzante sia di assorbimento di sostanze nutritive dall'acqua (Fresi e Saggiomo, 1981). Le foglie si distinguono in adulte, intermedie e giovanili in base alla loro lunghezza e alla presenza di una base lignificata (Fig. 1.9) (Giraud, 1977).



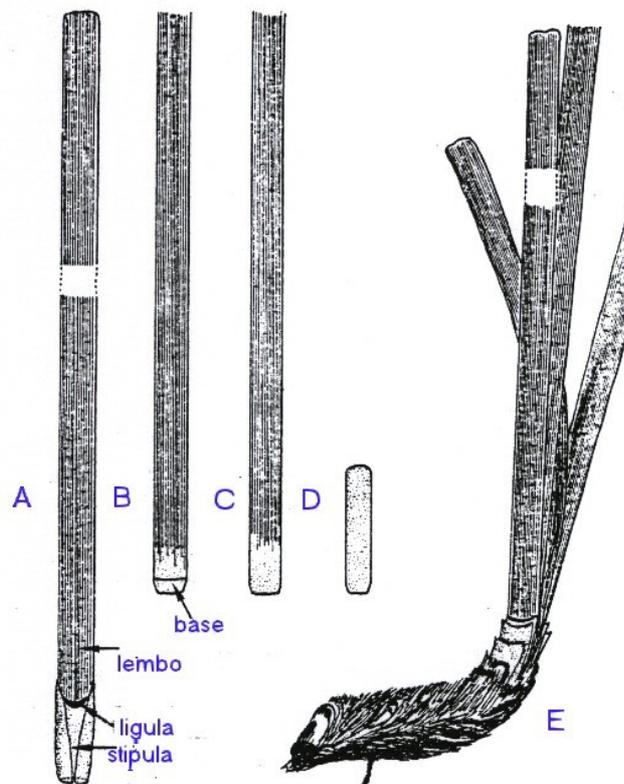
**Fig. 1.8** Foglie di *Posidonia oceanica* (FOTO Bruno Iacono).



**Fig. 1.9** Foglie di *Posidonia* divise in categorie (giovani, intermedie e adulte) e fiore (FOTO Stefania Flagella).

Le foglie adulte (cronologicamente più vecchie) si presentano con un lembo fotosintetizzante e una base (Giraud *et al.*, 1979; Ott, 1980) la loro lunghezza varia in base al periodo dell'anno in cui si formano (Zupo *et al.*, 1997). Il limite tra lembo e base è rappresentato da una linea concava detta “*ligula*” in corrispondenza della quale, al momento della caduta, le foglie si staccano lasciando sul rizoma le basi, che con il tempo si riducono a sottili scaglie, formando una sorta di manicotto che avvolge il rizoma (Fig. 1.10) (Mazzella *et*

*al.*, 1986). La decomposizione delle scaglie è molto lenta grazie alla presenza di lignina e quindi anche la loro persistenza sul rizoma è molto lunga. Le foglie intermedie non presentano base e per convenzione hanno una lunghezza minima di 5 cm; al di sotto di tale lunghezza, le foglie rientrano nella categoria di foglie giovanili. Le foglie sono riunite in fasci, ognuno dei quali ne contiene in media 6 – 7, disposte in maniera distica e alterna: partendo dal centro del ciuffo e progredendo verso l'esterno, le foglie passano da giovani ad intermedie fino ad adulte (Fig. 1.10) (Panayotidis e Giraud, 1981). Si assiste quindi ad un duplice gradiente di età: quello verticale (lungo l'asse fogliare) e quello orizzontale (nell'ambito del ciuffo) (Mazzella *et al.* 1992; Casola *et al.* 1987).



**Fig. 1.10** Foglie adulte in cui si distingue la base, delimitata dalla ligula (A e B); foglia intermedia (C); foglia giovane (D); fascio di *Posidonia* (E).

Il fascio va pertanto rinnovandosi dall'interno verso l'esterno, con un massimo sviluppo nel periodo primaverile. Il tasso di accrescimento diminuisce durante l'estate, quando le foglie sono più lunghe, ricoperte da epifiti e cominciano a manifestare un più avanzato tasso di senescenza, caratterizzato dalla

presenza di tessuto di colore bruno, fotosinteticamente inattivo (Buia *et al.*, 1992).

Le foglie al culmine della senescenza si staccano prevalentemente in autunno (Romero *et al.*, 1992; Chessa *et al.*, 2000) mentre la loro base rimane attaccata al rizoma, prendendo così il nome di “scaglia” (Boudouresque *et al.*, 1980). Le foglie staccate possono decomporsi all’interno della prateria ma anche attraverso le correnti essere trasportate in altri ecosistemi o ammassate sulla battigia. In alcune zone, particolarmente sulle spiagge sabbiose con lieve pendenza, gli accumuli di foglie chiamati *banquettes* (Boudouresque e Meinesz, 1982) possono essere cospicui ed arrivare ad uno spessore di 2 m (Boudouresque *et al.*, 2006; Guala *et al.*, 2006; Mateo *et al.*, 2003). Il materiale proveniente dalle *banquettes* è stato utilizzato dall’uomo già a partire dalla preistoria fino a tempi molto recenti per usi diversi (Boudouresque e Meinesz, 1982; Boudouresque *et al.*, 2006). Tuttavia l’uso delle *banquettes* è stato gradualmente abbandonato e i residui di *Posidonia oceanica* vengono solitamente rimossi in quanto considerate poco attraenti per i turisti (Guala *et al.*, 2006; Mateo *et al.*, 2003). E’ stata riconosciuta l’importanza ecologica delle *banquettes* soprattutto per il ruolo che svolgono nel contenimento dei processi erosivi della linea di costa (Chessa *et al.*, 2000; Guala *et al.*, 2006; Mateo *et al.*, 2003; Romero *et al.*, 1992).

### 1.3.3 Riproduzione

*Posidonia oceanica* così come tutte le angiosperme marine si riproduce sia per via vegetativa che per via sessuata; il principale meccanismo di propagazione è quello vegetativo che viene detto “stolonizzazione”. Questo processo si realizza sia con il distacco di rizomi terminali dal rizoma parentale, per necrosi o a causa dell’idrodinamismo (Molinier e Picard, 1952), sia per divisione e allungamento dei rizomi. La riproduzione vegetativa assicura la propagazione della pianta che può così colonizzare nuovi ambienti. *Posidonia oceanica* è inoltre in grado di riprodursi asessualmente mediante la formazione di piantine direttamente dalle infiorescenze. La pseudoviviparità è stata osservata per la prima volta vicino alle coste delle isole di Formentera (Isole Baleari, Mediterraneo occidentale) nel maggio del 2004 (Fig. 1.11) (Ballesteros *et al.*, 2005). Non si conosce la frequenza di questo fenomeno e il suo significato; probabilmente si tratta di una strategia

utile per la dispersione sulle brevi distanze e per il mantenimento della prateria di una specie che può persistere per migliaia di anni e la cui capacità di colonizzare nuovi spazi è molto lenta (Ballesteros *et al.*, 2005).



**Fig. 1.11** Pseudoviviparità in *Posidonia oceanica*. Nella foto si osserva la formazione di piantine direttamente dalle infiorescenze ancora attaccate al fascio parentale. (Ballesteros *et al.*, 2005 modificato).

La riproduzione sessuata, invece, avviene mediante fiori ermafroditi (Fig.1.12), cioè formati da una parte maschile (stami), contenente il polline, che circonda una parte femminile (carpello), che contiene la cellula uovo. I fiori, in numero variabile, sono raggruppati in particolari infiorescenze di colore verde, portate da uno stelo inserito nel centro del ciuffo e sono avvolte per tutta la loro lunghezza da due brattee floreali (Cinelli *et al.*, 1995).



**Fig.1.12** Fiori di *Posidonia oceanica* (FOTO Stefano Boi).

La maturazione dei frutti può avvenire in tempi differenti a seconda della loro inserzione sull'asse dell'infiorescenza (Caye e Meisnez, 1984). Una discordanza temporale nell'antesi si è osservata anche in relazione alla profondità di impianto (Mazzella e Buia, 1991): esiste uno sfasamento di circa due mesi tra l'inizio del ciclo riproduttivo in praterie superficiali (entro i 15 m di profondità) rispetto a quelle profonde (oltre i 15 m). Nelle praterie superficiali i fiori compaiono nei mesi di Settembre-Ottobre e nel tardo autunno è già possibile osservare i primi stadi di sviluppo dei frutti che raggiungono la loro maturazione nei mesi di Marzo-Aprile, mentre nelle praterie profonde questo ciclo si presenta identico ma ritardato di circa due mesi (Mazzella e Buia, 1991).

I frutti detti "olive di mare" (Fig.1.13), giunti a maturazione si staccano dalla pianta madre e, galleggiando grazie alle sostanze oleose presenti nel pericarpo, sono trasportati dalle correnti in luoghi anche molto lontani dalla prateria di provenienza, a vantaggio della capacità di dispersione della specie.



**Fig. 1.13** Frutto di *Posidonia oceanica* (FOTO Lucia Mazzella).

I frutti se non finiscono spiaggiati con la deiscenza del pericarpo, liberano i semi, i quali cadono sul fondo e in presenza di condizioni favorevoli germinano direttamente. Sui germogli già nella prima settimana compare la prima radice e nelle successive 5 -6 settimane altre quattro radici avventizie. In generale l'apparato radicale è formato da radici multiple di rapida formazione, forti e flessibili grazie una larga porzione di tessuto corticale e ad un multistrato ipodermico che facilitano la fase iniziale di ancoraggio (Belzunce *et al.*, 2008). Tuttavia, nonostante esperimenti in laboratorio e in campo abbiano dimostrato un'elevata vitalità dei semi e dei germogli (Balestri *et al.*, 1998a; Balestri *et al.*, 1998b; Balestri e Bertini, 2005; Piazzì *et al.*, 2000), in condizioni naturali sono pochi i semi che riescono a germinare (Balestri *et al.*, 1998a; Piazzì *et al.*, 1999); molti degenerano assumendo una colorazione bruno-nerastra, e persistono in questo stato per diversi mesi.

La fioritura e la fruttificazione di *Posidonia oceanica* sono state da sempre considerate eventi piuttosto rari, soprattutto nelle porzioni più settentrionali del Mediterraneo (Molinier e Picard, 1952; Mazzella e Buia, 1991; Piazzì *et al.*, 1999). Negli ultimi decenni gli studi *in situ* e i metodi lepidocronologici hanno permesso di rilevare un aumento del numero di fioriture di *Posidonia oceanica* in tutto il bacino del Mediterraneo (Balestri *et al.*, 1998a; Balestri *et al.*, 2008;

Giraud, 1977; Mazzella *et al.*, 1983, 1984; Caye e Meinesz, 1984; Pergent, 1985; Pergent *et al.*, 1989; Semroud, 1993; Tommasello *et al.*, 1994; Buia *et al.*, 2005). Giraud (1977) ipotizza una relazione tra la fioritura e la temperatura, avendo osservato che la fioritura avviene dopo che si sono verificate condizioni di elevata temperatura nell'estate precedente. Analogamente Mazzella e Buia (1991) hanno osservato che la fioritura si verifica generalmente un mese dopo il raggiungimento della massima temperatura dell'acqua. Fenomeni di fioriture massicce si sono osservate contemporaneamente in tutto il bacino: l'ipotesi più accreditata è quella della risposta della pianta ad andamenti termici al di sopra della norma (Buia *et al.* 2002; Diaz-Almea *et al.*, 2007). L'influenza della temperatura sull'induzione del processo di antesi è ipotizzata anche per altre fanerogame insieme ad altri fattori quali il fotoperiodo e l'apporto di nutrienti (De Cock, 1981; MC Millan, 1979, 1980).

Sulla base delle poche osservazioni a disposizione, risulta difficile valutare l'importanza della riproduzione sessuata nell'insediamento e nel mantenimento delle praterie, è noto che il successo riproduttivo della specie mediante riproduzione sessuata sembra fortemente compromesso sia dall'enorme numero di semi che vanno incontro a degenerazione sia per gli erbivori che danneggiano una buona parte delle infiorescenze (Balestri *et al.*, 2003). Inoltre in termini di crescita la riproduzione sessuata si trasforma in uno costo elevato soprattutto per i fasci più vecchi poiché per almeno due anni successivi alla fioritura si osserva una riduzione significativa dell'allungamento del rizoma e del numero di foglie prodotte/anno (Buia *et al.*, 2005; Calvo *et al.*, 2006). In generale i dati sembrano indicare un ruolo prevalente della riproduzione vegetativa nell'accrescimento delle praterie a *Posidonia oceanica* (Caye e Meinesz, 1984; Thelin, 1985; Buia e Mazzella, 1991; Meinesz *et al.*, 1993), a conferma di questo fenomeno vi è inoltre la bassa variabilità genetica riscontrata in alcune praterie del Mediterraneo (Procaccini e Mazzella, 1998; Procaccini *et al.*, 1996; 2002; Serra *et al.*, 2010; Waycott *et al.*, 2006).

### 1.3.4 Caratteristiche delle praterie

*Posidonia oceanica* è l'unica pianta marina del mediterraneo che può formare praterie continue che si estendono, dalla superficie fino a 30 - 35 metri di profondità, spingendosi oltre i 40 metri in acque molto limpide (Procaccini *et al.*, 2003); in alcune zone della Corsica fino a 50 metri di profondità (Boudouresque *et la.*, 2006).

Può crescere entro un ampio intervallo di temperatura (tra 10° C e 28° C), tollerando sbalzi termici relativamente importanti (Boudouresque e Meinesz, 1982). Tuttavia solo eccezionalmente può vivere al di sotto dei 10°C e al di sopra dei 28°C. L'assenza di *P. oceanica* dalle coste levantine (Mediterraneo orientale) e la sua rarità sulle coste dell'Adriatico settentrionale sono probabilmente da imputare rispettivamente alle temperature estive e invernali. L'aumento della temperatura nell'intero Bacino Mediterraneo (Salat e Pascual, 2002) potrebbe portare a effetti negativi alle praterie in particolare di quelle profonde (Mayot *et al.*, 2005).

*Posidonia oceanica* è decisamente più sensibile rispetto alla salinità; si tratta infatti di una specie stenoalina che scompare in prossimità degli sbocchi fluviali ed è assente nelle aree salmastrefa eccezione il ritrovamento nel mar di marmara (Meinesz *et al.*, 2009). La specie sembra tollerare maggiormente la salinità più alta da 39 a 44‰ mentre deperisce immediatamente in presenza di una salinità relativamente bassa intorno a 33‰ (Boudouresque *et al.*, 2006). Un'ulteriore minaccia per le praterie a *Posidoni oceanica* e per le comunità bentoniche stenoaline in generale è infatti rappresentata dalla sempre più diffusa pratica di dissalare l'acqua di mare (in particolare in Spagna) mediante osmosi inversa e attraverso l'uso di sostanze chimiche che purificano l'acqua prima del passaggio attraverso le membrane. L'impatto è causato sia dalle sostanze chimiche usate per purificare l'acqua sia dallo strato di acqua ipersalata che ritorna al mare (Fernandez-Torquemada *et al.* 2005; Gacia *et al.*, 2007; Sánchez-lizaso *et al.*, 2008; Palomar e Losada, 2010).

La pianta cresce su sedimenti di diversa granulometria ma anche su substrati rocciosi e duri. Più frequenti e diffuse sono le praterie su sabbia; su rocce in cui l'apporto terrigeno è relativamente scarso, si sviluppano di solito *matte* di modesta

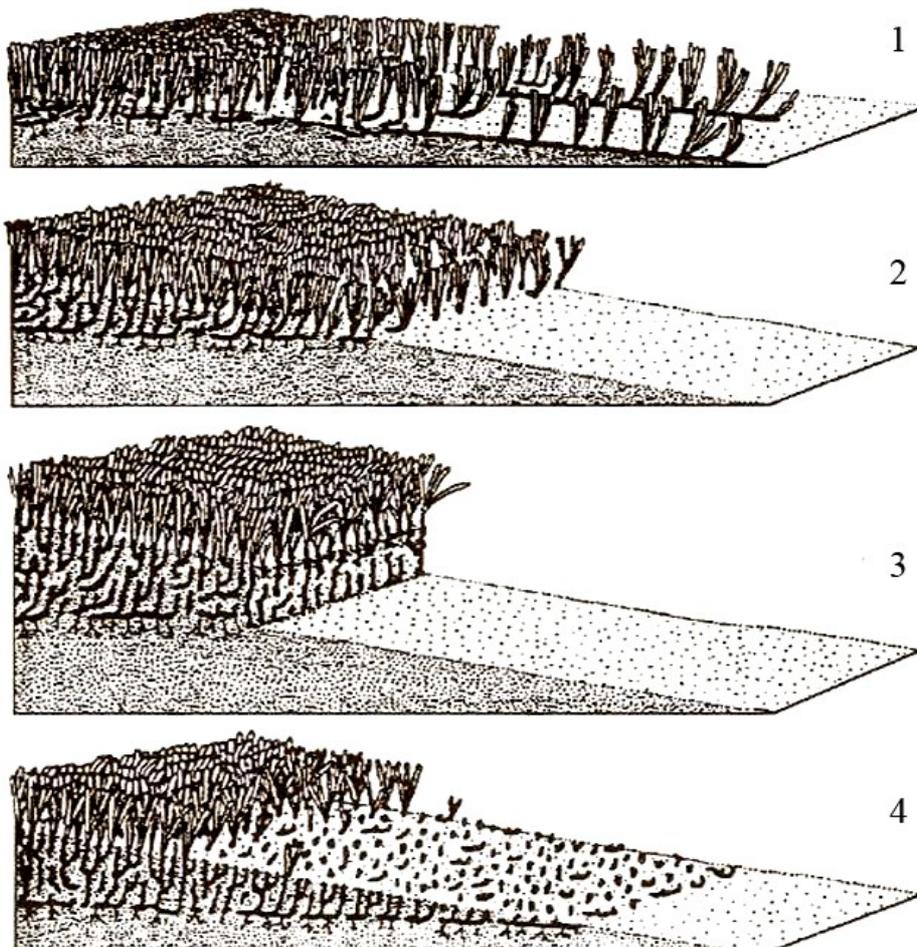
entità e le praterie che si formano raramente raggiungono un'estensione rilevante (Buodouresque *et al.*, 2006).

E' stato ipotizzato che la successione di impianto di una prateria a *P. oceanica* avvenga grazie alla formazione di un substrato unificato ad opera di detrito algale (Peres e Picard., 1964). Su tale substrato, la successione continuerebbe con l'insediamento di specie pioniere, come l'alga *Caulerpa prolifera* o piccole fanerogame quali *Cymodocea* e *Nanozostera*, che renderebbero possibile la formazione di una sorta di suolo capace di ricevere i semi o i germogli di *P. oceanica* (Molinier e Picard, 1952). Tale successione non è mai stata verificata ma solo ipotizzata; l'osservazione diretta dimostra al contrario come in caso di regressione della prateria a *Posidonia*, soprattutto in siti riparati, la scomparsa della pianta favorisce l'insediamento di *Cymodocea nodosa* o *Nanozostera noltii*. Su qualsiasi fondale la pianta si insedi, essa modifica notevolmente il substrato originario: lo strato fogliare intrappola i sedimenti presenti nella colonna d'acqua e facilita la sedimentazione (Dauby *et al.*, 1995).

In una prateria si distinguono 2 margini:

- 1• limite superiore: più superficiale e prossimo alla linea di costa.
- 2• limite inferiore: il margine più profondo in cui la prateria termina.

Il limite superiore è sempre molto netto mentre il limite inferiore può avere conformazioni diverse (Boudouresque *et al.*, 1990). Una classificazione basata sui molteplici aspetti morfologici assunti dal limite inferiore, che dipendono dai fenomeni idrodinamici e dalle variazioni di quantità di luce che raggiungono il fondo, è stata proposta da Meinesz e Laurent (1978) e successivamente rielaborata da Pergent *et al.* (1995) (Fig.1.14).



**Fig. 1.14** Tipologia del limite inferiore della prateria di *Posidonia oceanica*: 1) limite progressivo; 2) limite netto; 3) limite erosivo; 4) limite regressivo (da Pergent *at al.*, 1995; modificato).

- Limite progressivo: il ricoprimento della pianta è inferiore al 50%, la densità dei fasci diminuisce progressivamente e la *matte* è generalmente assente. Un limite di questo tipo indica che la progressione batimetrica della prateria è in atto e non è ostacolata dalla graduale diminuzione della luce (la luce non è un fattore limitante).
- Limite netto: il ricoprimento della pianta è superiore al 50%, la *matte* è generalmente assente e la prateria presenta un margine di interruzione ben definito. La riduzione dell'intensità luminosa sembra essere il fattore condizionante.
- Limite erosivo: il ricoprimento della pianta può essere anche molto elevato; la prateria termina bruscamente spesso evidenziando lo scalino

formato dalla *matte*. In questo caso l'avanzamento della prateria è ostacolato dalle correnti di fondo.

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

Un parametro ampiamente usato per classificare le praterie è la densità dei ciuffi, ossia il numero dei ciuffi presenti in un metro quadro di fondale; questo descrittore varia a seconda delle condizioni fisiche a cui è sottoposta la prateria. Basandosi solamente sul dato numerico, Giraud (1977) e Giraud *et al.* (1979) hanno proposto una classificazione delle praterie in cinque classi, di seguito elencate e sintetizzate in (Tab. 1.1)

**Tab. 1.1** Classificazione delle praterie a *Posidonia oceanica* in funzione della densità dei fasci fogliari (Giraud, 1977, modificata).

Classe	Numero fasci	Stima di densità
I	Oltre 700 fasci/m <sup>2</sup>	Prateria molto densa
II	Da 400 a 700 fasci/m <sup>2</sup>	Prateria densa
III	Da 300 a 400 fasci/m <sup>2</sup>	Prateria rada
IV	Da 150 a 300 fasci/m <sup>2</sup>	Prateria molto rada
V	Da 50 a 150 fasci/m <sup>2</sup>	Semiprateria

**Classe I (oltre 700 fasci su m<sup>2</sup>):**

Prateria molto densa. A questa classe appartengono quelle praterie che hanno al loro centro una maggioranza di rizomi ad accrescimento verticale e che tendono a svilupparsi su un solo piano. A questa classe appartengono la maggior parte delle praterie su “*matte*” e mai quelle su sabbia o su substrato fangoso. Profondità solitamente comprese tra 0 e 25 m.

**Classe II (da 400 a 700 fasci su m<sup>2</sup>):**

Prateria densa. Questo stadio raggruppa le praterie in cui la crescita verticale vegetativa del rizoma è spostata verso la crescita verticale rispetto a quella orizzontale. Tale classe indicherebbe un iniziale stato di regressione della prateria. Profondità solitamente comprese tra 0 e 25 m.

**Classe III (da 300 a 400 fasci su m<sup>2</sup>):**

Prateria rada. Lo stato di questa prateria è uno stadio di transizione tra la tendenza alla regressione e l'equilibrio dinamico. Si trovano su tutti i substrati e a tutte le profondità.

**Classe IV (da 150 a 300 fasci su m<sup>2</sup>):**

Prateria molto rada. Si tratta di praterie che sono in regressione o in rimaneggiamento in seguito ad un fenomeno di erosione: nel primo caso, la prateria contiene un gran numero di fasci morti; nel secondo caso, è spesso posta su una “matte” priva di sedimento, i cui bordi tendono a crollare. Può trattarsi di praterie che sono in via di colonizzazione dell’ambiente, riconoscibili dal fatto che contengono un gran numero di rizomi orizzontali che divengono esclusivi nel caso di substrato roccioso senza sedimento. Si trovano su tutti i substrati e a tutte le profondità.

**Classe V (da 50 a 150 fasci su m<sup>2</sup>):**

Semiprateria. In generale, queste sono praterie poste al limite inferiore della ripartizione verticale, normalmente situato oltre i 20 metri di profondità su sabbia fangosa o fango. Queste praterie hanno la tendenza alla regressione (risalita del limite inferiore), in quanto sono situate al limite di tolleranza della specie.

**Classe VI (< 50 fasci su m<sup>2</sup>):**

Fasci isolati: Tale stadio rappresenta l’ultima tappa della regressione che precede la scomparsa totale di *P. oceanica* nella zona considerata.

analogamente ad altri organismi vegetali marini che vivono nell’infralitorale la cui abbondanza è strettamente correlata con l’intensità luminosa dell’ambiente, la densità di *Posidonia* decresce con l’aumentare della profondità in risposta alla progressiva diminuzione di energia raggianti (Duarte, 1991). Poiché la diminuzione di luce non è correlata solo alla profondità ma anche ad alterazioni della qualità dell’acqua (come l’aumento del particolato), nel 1995 Pergent *et al.* hanno creato una nuova classificazione delle praterie che relaziona la densità dei fasci su m<sup>2</sup> con la profondità e l’impatto antropico. Quattro classi sono state individuate:

- Densità normale.
- Densità sub-normale inferiore.
- Densità sub-normale superiore.
- Densità anormale.

Buia *et al.* (2003) hanno dato un significato ecologico a tali valori definendo le stesse classi (Tab.1.2) come: “praterie in equilibrio”, la cui densità è nella norma o eccezionale per quella fascia batimetrica; “praterie disturbate” o “molto

disturbate”, in cui la densità, limitata da più fattori, è bassa o anormale per quelle condizioni batimetriche.

**Tab. 1.2** Classificazione delle praterie di *P. oceanica* (secondo Buia *et al* 2003).

Prateria	Prateria	Prateria					
molto		in					
disturbata	disturbata	equilibrio					
Prof.	DA		DB		DN		DE
(m)							
1	↔	822	↔	934	↔	1158	↔
2	↔	646	↔	758	↔	982	↔
3	↔	543	↔	655	↔	879	↔
4	↔	470	↔	582	↔	806	↔
5	↔	413	↔	525	↔	749	↔
6	↔	367	↔	479	↔	703	↔
7	↔	327	↔	439	↔	663	↔
8	↔	294	↔	406	↔	630	↔
9	↔	264	↔	376	↔	600	↔
10	↔	237	↔	349	↔	573	↔
11	↔	213	↔	325	↔	549	↔
12	↔	191	↔	303	↔	527	↔
13	↔	170	↔	282	↔	506	↔
14	↔	151	↔	263	↔	487	↔
15	↔	134	↔	246	↔	470	↔
16	↔	117	↔	229	↔	453	↔
17	↔	102	↔	214	↔	438	↔
18	↔	88	↔	200	↔	424	↔
19	↔	74	↔	186	↔	410	↔
20	↔	61	↔	173	↔	397	↔
21	↔	48	↔	160	↔	384	↔
22	↔	37	↔	149	↔	373	↔
23	↔	25	↔	137	↔	361	↔
24	↔	14	↔	126	↔	350	↔
25	↔	4	↔	116	↔	340	↔
26		↔	↔	106	↔	330	↔
27		↔	↔	96	↔	320	↔
28		↔	↔	87	↔	311	↔
29		↔	↔	78	↔	302	↔
30		↔	↔	70	↔	294	↔
31		↔	↔	61	↔	285	↔

### 1.3.5 Importanza ecologica dei sistemi a *Posidonia oceanica*

Le praterie a *P. oceanica* rivestono un ruolo importante e multifunzionale nei sistemi litorali (Duarte, 2002). Gli apparati radicale e stolonifero della pianta garantiscono un effetto di stabilizzazione del fondo marino mentre gli accumuli sulla spiaggia di foglie morte, o “*banquettes*”, riducono l’azione erosiva del moto ondoso sul litorale, assorbendo l’energia che si libera in seguito all’impatto dell’onda. Studi condotti da Jeudy de Grissac *et al.* (1984) hanno evidenziato un arretramento di 15 - 18 metri del litorale sabbioso come conseguenza della regressione di un solo metro cubo di prateria.

*Posidonia oceanica* contribuisce in maniera cospicua all’ossigenazione delle acque, grazie alla sua attività fotosintetica. Si stima che 1 m<sup>2</sup> di prateria

produca giornalmente da 4 a 20 litri di ossigeno (Bay, 1978) e che, grazie agli scambi che avvengono nell'interfaccia tra acqua e aria, *Posidonia oceanica* possa essere considerata come una produttrice di ossigeno anche per gli ambienti terrestri, almeno in alcuni periodi dell'anno (Frankignoulle *et al.*, 1984).

Secondo molti autori, la prateria di *P. oceanica* rappresenta il luogo con maggiore biomassa e produttività del Mediterraneo (Buia *et al.*, 1992; Boudouresque *et al.*, 1984; Ott., 1980; Wittman 1984). La grande quantità di sostanza organica prodotta costituisce una fonte di cibo diretta e indiretta per numerosi organismi ed è il punto di partenza di una complessa rete trofica (Mazzella *et al.*, 1992; Mazzella e Zupo, 1995), che coinvolge sia la catena del detrito (con le foglie morte) che quella del pascolo (Fig.1.15).



**Fig. 1.15** Schema dei rapporti trofici presenti all'interno di una prateria di *Posidonia oceanica*.

In effetti solo poche specie animali (l'echinoderma *Paracentrotus lividus*, lo sparide *Sarpa salpa* e l'isopode *Idotea hectica*), utilizzano direttamente i tessuti verdi della fanerogama per la presenza di acido cicorico e l'alto contenuto di cellulosa che ne limitano la digeribilità. La maggior parte degli erbivori che vivono nella prateria (molluschi, anfipodi, policheti e isopodi) si cibano degli epifiti algali presenti sulle foglie (Gambi *et al.*, 1992). Gli effetti della componente epifita dimostrati per altre fanerogame, come la riduzione del

disseccamento, la protezione dai raggi ultravioletti, l'interferenza per l'assimilazione del carbonio e del fosforo (Penhale e Smith, 1977; Trocine *et al.*, 1981; Borum e Wium-Andersen, 1980; Bulthuis e Woelkerling, 1983; Sand-Jensen e Borum, 1983; Cebrià e Enríquez, 1999; Sand-Jensen, 1977; Johnstone, 1979), non sono stati messi in luce in questa fanerogama, in cui la abbondanza degli epifiti sembra non superare mai il 20% della biomassa fogliare (Buia *et al.*, 1996). La maggior ricchezza floristica ed il massimo ricoprimento da epifiti si raggiunge nel periodo estivo, tra Giugno e Settembre, mentre i valori minimi si registrano nel periodo invernale, compreso tra Dicembre ed Aprile; tale stagionalità corrisponde alle fasi di crescita delle foglie di *P. oceanica*. Tanto maggiore è la velocità di crescita, tanto minore è l'insediamento degli epibionti (Buia *et al.*, 1989). Sulle foglie si insediano specie considerate caratteristiche come *Hydrolithon lejolisii* e *Myrionema orbicolare*, mentre, le specie algali che si insediano sui rizomi sono tipiche di ambienti sciafili (Boudouresque *et al.*, 1981; Buia *et al.*, 1985, Cebrià *et al.*, 1999).

Le praterie di *P. oceanica* rivestono anche notevole importanza per l'elevatissima diversità ecologica delle comunità animali associate, costituendo una sorta di *nursery* e un rifugio per un grande numero di organismi, tra cui anche specie di importanza commerciale, come pesci, cefalopodi e crostacei (Francour, 1997) e specie minacciate come *Pinna nobilis* (Coppa *et al.*, 2010) (Fig. 1.16).



**Fig 1.16** *Pinna nobilis* in una prateria a *P. oceanica* (FOTO Bruno Iacono)

Infine, le foglie morte che si staccano dalla piante e si depositano sul fondo vengono ridotte in frammenti dall'azione del moto ondoso e dagli organismi detritivori, che le usano come fonte di nutrimento. Questo detrito è un substrato idoneo per essere ulteriormente degradato da funghi e batteri così da essere rimineralizzato e reso nuovamente disponibile all'interno della rete trofica. Queste fasi, però, non avvengono tutte all'interno della prateria ma coinvolgono anche le spiagge e larghi tratti di mare aperto, ambienti nei quali viene così esportata una parte considerevole dell'energia prodotta da *Posidonia* (Mazzella e Zupo, 1995).

I principali effetti positivi prodotti da una prateria di *Posidonia* possono, quindi, essere riassunti nei seguenti punti:

- stabilizzazione del fondo marino, attraverso lo sviluppo di un apparato radicale e stolonifero;
- riduzione dell'intensità del moto ondoso con conseguente mantenimento dell'equilibrio delle coste;

- elevata produzione di ossigeno e di materia organica, attraverso il processo fotosintetico;
- fonte di cibo, diretta e indiretta, per numerosi organismi;
- habitat di numerose specie, anche di notevole importanza economica, come Pesci, Cefalopodi e Crostacei;
- habitat di specie protette (come *Pinna nobilis*).

#### 1.4 DISTURBI NATURALI E ANTROPICI

Nello studio della dinamica di un sistema ecologico il disturbo viene inteso come un fattore esterno alla comunità che in qualche modo ne fa variare la struttura, lo stato stazionario, modificando la disponibilità delle risorse disponibili e l'ambiente fisico (Harper, 1977).

Le caratteristiche del disturbo sono l'intensità, la durata e la frequenza, ed è la loro combinazione a determinare l'entità del danno. Ad esempio, disturbi di grandissima intensità si ripercuotono su una comunità provocando danni spesso molto meno gravi di quanto ci si possa aspettare,

A seconda della frequenza con cui i disturbi naturali possono manifestarsi, Harper (1977) distingue:

il **disastro**: è un disturbo che si verifica abbastanza frequentemente con notevole durata e intensità, così da poter essere considerato una ragionevole ricorrenza nell'ambito dei cicli vitali di una specie (una certezza); ci si può aspettare che le conseguenze selettive lascino rilevanti memorie genetiche → la comunità si adatta al disastro.

Un esempio di "disastro" è un incendio. Noto è l'adattamento dei pini della macchia mediterranea con la produzione di pigne che sprigionano i propri semi solo alle altissime temperature di un incendio. Anche in ambiente marino sono noti casi altrettanto eclatanti come quello dell'effetto degli uragani sulle madrepore delle barriere coralline. Il disastro-uragano favorisce la dispersione vegetativa dei propagali di forma particolare (strozzatura) che si formano sulla sommità dei rami. Sembra che vi sia una sincronia tra la formazione dei propagali

e la ricorrenza degli uragani: queste strutture vegetative si formano in media ogni 9 – 10 anni, lo stesso tempo che intercorre tra un uragano e l'altro (Russo *et al.* 1997).

la **catastrofe**: è un disturbo che avviene abbastanza raramente cosicché coglie le comunità impreparate, ha effetti devastanti e non selettivi. Essa avviene con una frequenza tale per cui le specie non riescono ad averne più memoria genica; la conseguenza selettiva della catastrofe non è quella di adattare o specializzare la specie al disturbo ma è quella di selezionare drasticamente le specie in una maniera alquanto casuale (alcune specie vengono completamente eliminate).

Al termine di questi eventi estremi, gli ecosistemi possono ripristinarsi, a condizione che le caratteristiche ecologiche ritornino simili a quelle precedenti la “catastrofe”, e che da qualche sistema in aree limitrofe, rimasto intatto, arrivino i propaguli, le larve o anche le forme adulte per ricolonizzare l'ambiente. Questi processi richiedono tempi molto lunghi. In molti casi tuttavia, se il danno è veramente forte ed esteso, il sistema non si riforma e viene sostituito da un altro sistema caratterizzato da nuove specie strutturanti.

Oltre ai disturbi naturali, la maggior parte delle comunità è disturbata dall'azione antropica. Il disturbo antropico può essere di tipo:

**acuto**: caratterizzato dall'insorgere improvviso della perturbazione, con un'impennata nell'intensità e di breve durata;

**cronico**: relativo a perturbazioni di lunga durata o ricorrenti frequentemente, ma non troppo intense.

Gli ecosistemi naturali mostrano una considerevole resistenza o resilienza, o entrambe, a perturbazioni violente periodiche o acute, probabilmente perché sono naturalmente adattati ad esse. Molti organismi, infatti, richiedono perturbazioni stocastiche, come incendi o temporali, per persistere a lunga scadenza. Di conseguenza, gli ecosistemi possono recuperare in seguito a perturbazioni periodiche antropogeniche come capita in alcuni casi di inquinamento. La manifestazione più comune a questo tipo di stress (ad es. esposizione a concentrazioni importanti di inquinanti in intervalli di tempo limitati) su un comparto vegetale consiste nella necrosi di alcune parti della pianta, come le foglie.

Gli effetti di un disturbo cronico sono più difficili da stabilire perché le reazioni non sono così accentuate. Potrebbero passare anni prima che si vengano a conoscere gli effetti completi. Sistemi esposti ad esempio a concentrazioni moderate di inquinanti in tempi prolungati mostrano effetti meno apparenti che possono interessare funzioni come la crescita e la riproduzione. In tali casi, gli organismi non hanno un passato evoluzionistico di adattamento.

La risposta ad un disturbo esterno è legata al tipo di comunità su cui questo agisce. Una comunità **resistente** risponde al disturbo esterno cambiando senza modificare la propria struttura e adattandosi al disturbo; se il disturbo aumenta oltre un certo limite, la comunità va incontro al collasso, ossia alla scomparsa della maggior parte delle specie. Una comunità resistente ha persistenza dello stato strutturale, poiché esso non varia significativamente nel tempo ma, se il disturbo è stato sufficientemente forte o se si sono aggiunti altri disturbi, lo stato potrebbe cominciare a variare e l'inerzia della comunità porterebbe lo stato strutturale a cambiare anche al termine del disturbo. Una comunità resistente è composta da molte specie (alta biodiversità) ed ha alta equitabilità (riarrangiamento dei rapporti tra le specie); ne sono un esempio la foresta tropicale e le barriere coralline. Le specie presenti sono essenzialmente **K strateghe** cioè:

specie longeve con un'alta stabilità della popolazione (vivono in condizioni abiotiche stabili), più specializzate e meglio adattate all'ambiente in cui vivono, presenti in ambienti accomodati biologicamente (basso stress) in quanto più competitive; sono quindi specie che producono poca progenie con cicli vitali lenti e hanno una bassa mortalità.

Da alcuni studiosi le specie K strateghe sono state definite:

- di equilibrio (Colinvaux, 1973), in quanto raggiungono degli stati di equilibrio;
- competitive e stress tolleranti (Grime, 1979), apparentemente è un controsenso ma, in realtà, secondo Grime lo stress è dover competere con le altre specie (stress biologico, non stress abiotico);
- periodiche (Winemiller, 1992), in quanto tali specie si alternano ciclicamente nella comunità con una stabilità specifica.

Una comunità **resiliente** risponde al disturbo modificando la propria struttura (come un muro di gomma) ma, al termine del disturbo, essa ritorna al suo stato iniziale; cambia la composizione in specie o i loro rapporti quantitativi. L'ampiezza corrisponde al punto massimo di cambiamento di stato strutturale a cui può arrivare una comunità, conservando la sua capacità di recupero dopo che è finito lo stress. Oltre tale punto si ha il collasso. L'elasticità corrisponde alla velocità con cui la comunità è capace di recuperare il suo stato iniziale. Le specie maggiormente presenti sono **r-strategie** ossia:

specie con cicli vitali molto veloci (vita breve) e perciò in grado di produrre, in poco tempo, un gran numero di prole; specie meglio adattate al controllo fisico perché hanno capacità di dispersione molto più ampia delle K-strategie, poco competitive, con bassa specializzazione e alta mortalità.

Da alcuni studiosi le specie r-strategie sono state definite:

- opportuniste (Colinvaux, 1973), nel senso che tali specie si ritrovano dove le specie competitive (K) non possono vivere: ad es. le specie r-strategie sono le prime ad arrivare in luoghi dove sono avvenute catastrofi;
- fuggitive (Hutchinson, 1954), in quanto si insediano in luoghi dove non sono presenti specie competitive e, all'arrivo di queste fuggono via;
- ruderali (Grime, 1979), cioè si trovano, in zone stressate e poco colonizzate.

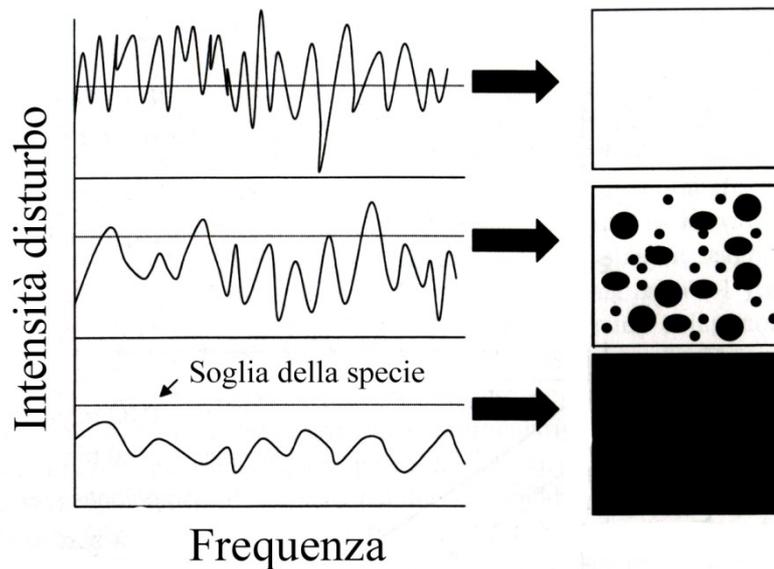
Nel presente studio si farà riferimento alle definizioni di disturbo di Harper (1977), anche se generalmente per le fanerogame i termini utilizzati sono più semplicemente:

**disturbo:** inteso la causa che determina un cambiamento rispetto alla normalità. Può essere una pressione, un agente o un processo, sia abiotico che biotico, che causa la perturbazione in una componente ecologica o di un sistema.

**perturbazione:** intesa come l'effetto cioè la risposta di una componente biologica o di un sistema al disturbo o ad altri processi ecologici; la perturbazione è caratterizzata da direzione, grandezza e persistenza (Clarke e Kirkman, 1989).

Alcune popolazioni di fanerogame esposte a disturbi periodici sono permanentemente in uno stato di perdita e di recupero (Hemminga e Duarte, 2000): il risultato è una distribuzione a macchie che viene detta "a pelle di leopardo", caratteristica di specie r strategie come *Cymodocea nodosa*. Quando

l'intensità e la frequenza del disturbo superano la soglia critica caratteristica di ogni specie, si assiste alla sua completa scomparsa (Fig. 1.17).



**Fig.1.17** Raffigurazione dell'intensità del disturbo in relazione alla frequenza e risposta della comunità sottoposta al disturbo.

## 1.5 FATTORI CHE INFLUENZANO LA REGRESSIONE DELLE PRATERIE

La regressione è un fenomeno che coinvolge tutte le fanerogame a livello mondiale. Per *Posidonia oceanica* la regressione delle praterie è maggiormente diffusa nelle regioni costiere del bacino occidentale, in particolare nel settore centro-settentrionale dove si manifesta con un arretramento dei limiti delle praterie, sia superiore che inferiore, con una riduzione della densità e una

diminuzione dell'estensione dell'areale di distribuzione. Lungo molte aree costiere di questo settore del Mediterraneo, la profondità massima a cui la pianta si spinge è risalita da 30 a 15-20 m negli ultimi 20 anni.

Le attività umane rappresentano il fattore principale responsabile della loro possibile degradazione e distruzione (Leriche *et al.*, 2006; Montefalcone *et al.*, 2010). La costruzione, lungo le coste, di strutture portuali, dighe foranee, sbarramenti e canali artificiali, modificando il regime idrodinamico, possono provocare un aumento della sedimentazione con conseguente soffocamento delle piante. L'emissione nelle acque costiere di scarichi urbani crea una condizione di elevata torbidità, dovuta sia all'aumento delle particelle in sospensione, che al massiccio sviluppo di organismi fitoplanctonici. Il risultato è una diminuzione dell'intensità luminosa e la conseguente riduzione dell'attività fotosintetica della pianta. Gli scarichi urbani inoltre provocano una netta regressione delle praterie a causa della grande quantità e varietà di sostanze chimiche ad essi associate, che alterano la biosintesi dei pigmenti fotosintetici (Augier e Madinas, 1979; Panayotidis *et al.*, 1990). Alle sostanze altamente inquinanti appartengono anche i detersivi, le cui caratteristiche tossicologiche provocano danni letali a livello istologico e alterano i processi di accrescimento della pianta (Augier *et al.*, 1984). Infine gli idrocarburi, formando un sottile film sulla superficie dell'acqua, ostacolano la penetrazione della luce e, depositandosi sulle foglie, ne riducono gli scambi gassosi. Gli impianti di acquacultura e, in particolare, quelli che utilizzano gabbie galleggianti hanno una forte azione impattante sulle praterie a *P. oceanica*, per l'aumento del carico organico nell'acqua e nei sedimenti, favorendo così la copertura epifita e l'attenuazione dell'intensità luminosa (Cancemi *et al.*, 2000; Cancemi *et al.*, 2003; Holmer *et al.*, 2008; Pérez *et al.*, 2008). Il recente utilizzo di tecniche di trattamento delle acque consentono di monitorare e ridurre tale regressione, come è stato registrato lungo le coste francesi (Boudouresque *et al.*, 2000).

Tra le cause di regressione delle praterie a *Posidonia oceanica*, anche i danni meccanici occupano un ruolo importante. Tra di essi sono da menzionare i danni provocati dalla pesca con attrezzi distruttivi quali le reti a strascico (Ardizzone *et al.*, 1984), che determinano lo scalzamento di intere zolle di *matte* mettendo a nudo il substrato, difficilmente ricolonizzabile dalla pianta, in

considerazione dei suoi bassi tassi di crescita. Effetto simile a quello delle reti a strascico deriva dai frequenti ancoraggi, evidente in zone altamente frequentate dai diportisti (Ceccherelli e Campo, 2002; Ceccherelli *et al.*, 2007; Montefalcone *et al.*, 2008). Tipologie diverse di ancore possono provocare danni di diversa entità (Milazzo *et al.*, 2002), suggerendo quindi l'importanza di una adeguata regolamentazione degli ancoraggi nelle zone costiere in cui cresce la fanerogama.

Altre alterazioni indirettamente legate alle attività umane sono rappresentate dall'introduzione di specie alloctone. E' il caso recente dell'"invasione" di specie algali del genere *Caulerpa*, *Caulerpa taxifolia* e *Caulerpa racemosa var. cylindracea*, alghe tropicali con una crescita rapidissima. Queste specie possono competere con le fanerogame per il substrato (De Villele e Verlaque, 1995; Ceccherelli *et al.*, 2000; Piazzini *et al.*, 2001; Ceccherelli *et al.*, 2002).

Un'ulteriore minaccia per le praterie è legata al cambiamento termico in atto nel bacino mediterraneo (Moliner e Picard, 1952; Augier e Boudouresque, 1970; Astraldi *et al.*, 1995). Studi recenti evidenziano un incremento della produzione fogliare di *Posidonia* a partire dal 198, anno in cui si è assistito ad una inversione termica (Astraldi *et al.*, 1995), come conseguenza del cambiamento termico registrato nel nostro bacino (Buia *et al.*, 2006). Si può ipotizzare che un continuo incremento nel tasso di crescita epigeo, a danno di quello ipogeo e delle riserve di carboidrati nei rizomi, possa alterare la resistenza meccanica della pianta con danni funzionali al sistema. Ciò potrebbe anche rappresentare nel tempo una limitazione della *fitness* della pianta e contribuire a fenomeni di regressione su più ampia scala (Buia *et al.*, 2006).

E' probabile che nessuna di queste fonti di disturbo sia sufficiente da sola a innescare il processo di regressione delle praterie a cui stiamo assistendo ma che piuttosto si tratti di un effetto sinergico dei vari fattori considerati. In un organismo a *k* strategia, la durata e la frequenza dei diversi disturbi sono sicuramente di importanza basilare nel determinare il tipo di risposta, la sua capacità di contrastare il disturbo nonché quella di resilienza.

## 1.6 TECNICHE DI RETRODATAZIONE: TECNICA LEPIDOCRONOLOGICA

L'entità del danno provocato da un disturbo su di una comunità o popolazione può essere difficilmente valutato a meno che l'intensità del disturbo non sia particolarmente elevata e il danno non sia di tipo strutturale. Nel caso della fanerogama *Posidonia oceanica*, gli effetti a breve termine prodotti da un ipotetico disturbo sarebbero difficilmente evidenziabili a causa dei lenti ritmi di crescita della pianta stessa. Soltanto monitoraggi costanti e periodici, protratti a lungo termine, possono fornire informazioni sui cambiamenti avvenuti nel sistema. In considerazione della bassa resilienza di questa specie, danni strutturali con effetti evidenti sono spesso permanenti. Risulta perciò di fondamentale importanza riuscire a individuare tecniche che permettano di valutare l'insorgenza di un cambiamento fisiologico (a livello della pianta) prima di quello strutturale (a livello della prateria).

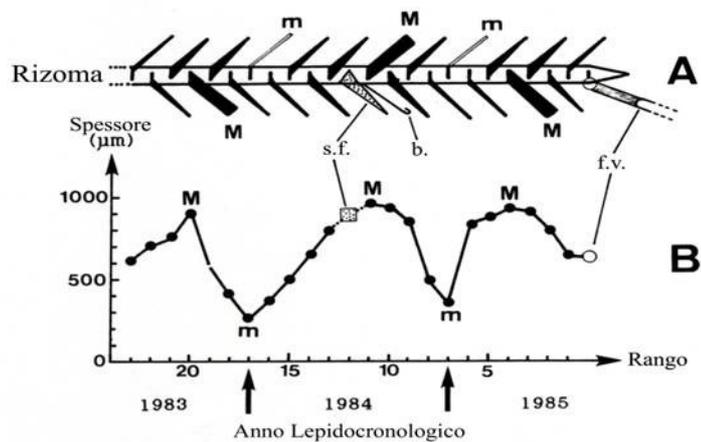
Un aiuto è rappresentato dalle tecniche di retrodatazione applicabili solo ad alcuni organismi bentonici che consentono, datando l'età di un organismo, di valutarne i cambiamenti in alcuni tratti vitali.

Tra gli organismi in grado di "registrare" disturbi o in generale cambiamenti ambientali annoveriamo ad esempio gli antozoi modulari (esacoralli e ottocoralli) che presentano uno scheletro costituito da carbonato di calcio cristallizzato sotto forma di calcite (Cortesogno *et al.*, 1997). Mediante tecniche che si avvalgono dell'utilizzo dei raggi x è possibile studiare, in sezione trasversale, lo scheletro di questi organismi caratterizzato da una struttura di accrescimento concentrica, determinata da sottili anelli fortemente pigmentati che ricordano l'accrescimento delle piante arboree (Cocito e Chiantore, 2003). Il conteggio delle linee consente di risalire all'età degli organismi. In recenti studi condotti su *Cladocora caespitosa* si è dimostrato che per i coralli i cambiamenti climatici, in particolare quelli legati alla temperatura superficiale dell'acqua, causano un differente spessore di questi anelli, causato da una minore o maggiore deposizione del carbonato di calcio (Morri *et al.*, 2001). Per queste caratteristiche, la distribuzione di alcuni coralli è stata spesso impiegata per determinare gli andamenti climatici del passato e i cambiamenti del livello del mare (Dappiano e Gambi, 2004).

Anche tra gli organismi marini vegetali, esistono specie biocostruttrici. In particolare, un ruolo fondamentale è svolto dalle alghe alghe rosse calcaree (ordine Corallinales) che, grazie alla presenza di un tallo calcificato e ad un ciclo vitale molto lungo, possono persistere in natura per molto tempo sia sottoforma di talli vivi che morti. Anche queste specie sono impiegate per la ricostruzione delle variazioni eustatiche: attraverso la datazione con il radiocarbonio, è infatti possibile ottenere delle coppie di valori età/profondità e quindi ricostruire i dettagli locali dell'ultima fase di trasgressione marina olocenica. In particolare, antichi “encorbellements”, ora sommersi, hanno consentito di valutare le variazioni recenti del livello del mare sia sulle coste francesi (Port-Cros) sia su quelle italiane (Calabria) e su quelle greche (Rodi) (Bressan *et al.*, 2001).

In *Posidonia oceanica* la persistenza delle basi fogliari sul rizoma rappresenta una proprietà peculiare su cui si basa una tecnica di retrodatazione chiamata lepidocronologia. Questa tecnica viene generalmente applicata sui rizomi ortotropi (a crescita verticale).

Il termine lepidocronologia (del greco *lepis* ‘scaglia’ e *cronos* ‘tempo’ ) è stato coniato per indicare lo studio delle variazioni cicliche di spessore delle scaglie presenti lungo il rizoma di *P. oceanica* (Crouzet, 1981). E’ stato infatti dimostrato che lo spessore delle scaglie procedendo lungo un rizoma, a partire dall’ultima foglia vivente, presenta variazioni cicliche con due inversioni annuali: uno spessore minimo (presente in tardo inverno o in primavera) e ed uno massimo in autunno (Pergent, 1987) (Fig.1.18). Il periodo compreso tra due spessori minimi consecutivi è chiamato “anno lepidocronologico”.



**Fig. 1.18** A) Schema di un rizoma di *Posidonia oceanica* con scaglie alternate di diverso spessore: s.f = stelo o peduncolo floreale; b = brattea; f.v.= foglia adulta viva, m = minimo spessore; M = massimo spessore. B) Rappresentazione grafica dell'andamento dello spessore delle scaglie: m = minimo spessore; M = massimo spessore. La distanza tra due minimi rappresenta un anno lepidocronologico (da Pergent, 1990, modificato).

La variazione dello spessore delle scaglie sembra riflettere il ciclo annuale di variazione della longevità delle foglie. Prelievi effettuati in praterie a *P.oceanica* nel bacino meridionale del Mediterraneo hanno evidenziato che il massimo spessore delle scaglie corrisponde a foglie longeve (10,2 mesi), mentre lo spessore minimo a foglie con longevità minore (7,7 mesi) (Pergent-Martini e Pergent, 1994). I vari parametri che caratterizzano i cicli (ampiezza, periodo, spessore medio) sono soggetti a variazioni che non sono casuali, e potrebbero indicare una risposta della pianta sia a fattori endogeni che esogeni. Secondo Pergent-Martini e Pergent (1994), infatti, lo spessore medio delle scaglie varia al variare di alcuni fattori, quali:

- luce: lo spessore medio delle scaglie aumenta col decrescere dell'intensità luminosa (profondità e/o torpidità);
- temperatura dell'acqua: per uno stesso sito esistono correlazioni positive significative tra la temperatura dell'acqua e lo spessore delle scaglie;
- località: lo spessore medio delle scaglie può variare a seconda dell'ubicazione geografica (latitudine) del sito di impianto della prateria;
- idrodinamismo: lo spessore medio è maggiore in siti dove l'idrodinamismo è più forte.

Considerando il fatto che all'interno delle *matte* le scaglie si preservano integre per decenni, l'utilizzo della tecnica lepidocronologica offre la possibilità di ricostruire la storia di una prateria su scale temporali abbastanza ampie (fino ad alcune decine di anni).

Studi piuttosto recenti hanno evidenziato l'importanza dell'età dei fasci nell'interpretazione dei dati lepidocronologici (Tommasello *et al.*, 2006).

L'applicazione della lepidocronologia quindi, permette di:

- stimare il tasso di crescita e la produzione annuale dei rizomi;
- valutare la velocità di crescita e la frazione della produzione primaria negli anni per una data stazione;
- associata ai parametri morfometrici, permette di creare un modello del ciclo di rinnovo delle foglie (Pergent, 1987; Pergent, 1990);
- datare le fioriture passate dalla presenza dei resti dei peduncoli fiorali inseriti tra le scaglie (Buia *et al.*, 2005);
- misurare la concentrazione negli anni dei metalli pesanti in tracce (cadmio, mercurio, nichel ecc.) sia nelle scaglie che nelle porzioni di rizoma.

Una ricostruzione pluriennale di un numero significativo di rizomi ortotropi in una prateria può dare quindi informazioni sulle variazioni prodotte da disturbi ambientali a cui l'ecosistema è andato incontro nel corso degli anni. Un esempio dell'utilizzo di tale tecnica è offerta dal lavoro di Guidetti e Fabiano (2000) in cui viene valutato l'effetto prodotto dalla rottura di una condotta fognaria sulla produzione della pianta. I risultati dimostrano la capacità della pianta di memorizzare l'evento, di rispondere all'evento e di ritornare a valori di crescita normali, qualora l'evento sia di breve durata.

Questa tecnica è stata impiegata da Buia *et al.* (2005) per dimostrare la risposta della pianta ad un evento così particolare come quello della fioritura: l'anno successivo al processo di antesi la pianta ha tassi di produzione più bassi, suggerendo la capacità in questa specie di regolare le proprie risorse interne. In

questo stesso lavoro si evince altresì come la dislocazione di energia necessaria per la riproduzione sessuale sia propagata all'intera prateria e non rimanga una prerogativa del singolo ciuffo, a testimonianza della clonalità di questa fanerogama.

### **1.6.1 Considerazioni sulla tecnica lepidocronologica**

Gli studi condotti utilizzando questa tecnica hanno consentito di aggiungere importanti informazioni alle conoscenze sul funzionamento della pianta e del suo ecosistema. In particolare un'evidenza scaturita dalla tecnica lepidocronologica è che i due comparti della pianta, quello epigeo e quello ipogeo, completano la crescita in tempi diversi: il processo di formazione delle foglie si completa nell'arco di un anno, mentre quello di lignificazione richiede un tempo più lungo, tuttora non quantificato (Boudouresque *et al.*, 1983, 1982; Flagella *et al.*, in preparazione). Allo stesso tempo la tecnica lepidocronologica ha permesso di formulare altre interessanti ipotesi: ad esempio è stato identificato su scala pluriennale un *pattern* di produzione del rizoma in cui sembra che ad anni ad alta produzione si alternino altri a bassa produzione (Pergent *et al.*, 1989; Buia *et al.*, 2006). Tuttavia attualmente non si hanno evidenze statistiche della ciclicità di questo fenomeno e della sua durata.

Queste considerazioni mettono in evidenza la necessità di cautela nell'interpretazione delle informazioni che derivano dal l'uso della tecnica lepidocronologica; queste devono essere inquadrare in una visione di insieme che tenga conto del processo di lignificazione e di un eventuale ciclo endogeno della pianta stessa, al fine di evitare che una risposta della pianta possa essere attribuita erroneamente a un disturbo esterno.

## 2. SCOPO DEL LAVORO

Data l'importanza attribuita a *Posidonia oceanica* come indicatore dello stato ecologico dei corpi idrici nell'area marino-costiera mediterranea, e in virtù della capacità della pianta di mutare le variazioni ambientali naturali e antropiche, in variazioni di produzione, lo scopo generale del presente lavoro è chiarire come interpretare le informazioni ottenute dall'applicazione della tecnica lepidocronologia per lo studio della produzione della pianta e dell'intero ecosistema.

A tale scopo il lavoro è stato organizzato individuando tre obiettivi specifici:

- **obiettivo I** (tempi di crescita del rizoma): quantificare il tempo necessario al comparto ipogeo della pianta per completare la propria lignificazione;
- **obiettivo II** (ciclo endogeno): verificare l'eventuale presenza di un ciclo endogeno nella crescita del rizoma e determinarne la durata;
- **obiettivo III** (risposte a variazioni ambientali): valutare l'influenza di fattori esterni sul pattern di crescita della pianta.

Per raggiungere l'obiettivo I sono stati analizzati fasci raccolti nel corso di una campagna di campionamento effettuata per cinque anni consecutivi (2002-2006) in due praterie del Cilento (Campania). La scelta di effettuare i campionamenti su una scala pluriennale è stata dettata dalla necessità di ottenere la stima di produzione di un stesso anno lepidocronologico in cinque anni consecutivi e di valutare le eventuali variazioni di crescita.

Per evidenziare l'eventuale presenza di un ciclo endogeno (obiettivo II) sono stati processati fasci ortotropi raccolti in anni differenti (1985-2004) in una stessa prateria, quella di Lacco Ameno sull'Isola di Ischia (Golfo di Napoli). La scelta della prateria di Lacco Ameno, della quale sono disponibili informazioni,

dati e campioni raccolti in anni passati, è funzionale al conseguimento di informazioni su una serie temporale molto lunga (circa trent'anni).

Infine, le risposte della pianta a variazioni ambientali (obiettivo III) sono state valutate attraverso analisi lepidocronologiche su fasci fogliari provenienti da due praterie di *Posidonia oceanica* dell'Isola di Ischia (Golfo di Napoli). Le praterie indagate sono quella di Cava dell'Isola e quella antistante la Baia dei Maronti, sottoposte entrambe a eventi di disturbo di diversa origine, riconducibili rispettivamente a fattori naturali e a forzanti di natura antropica. In particolare è stata valutata la risposta della pianta attraverso modificazioni nella produzione annuale coincidenti o successive agli eventi di disturbo.

### 3. MATERIALI E METODI

#### 3.1 TEMPI DI CRESCITA DEL RIZOMA (OBIETTIVO I)

Vengono di seguito riportati i materiali e metodi utilizzati ai fini della valutazione del tempo necessario affinché ciascun frammento di rizoma di *Posidonia oceanica*, corrispondente ad un anno lepidocronologico, completi la propria crescita. I campioni esaminati erano stati raccolti nell'ambito del Programma Nazionale di Monitoraggio dell'Ambiente marino-costiero (2002-2006) (Calabrese *et al.*, 2006), che aveva lo scopo di mettere in evidenza la progressione o regressione di praterie di *Posidonia oceanica* sul loro limite più profondo e di fornire indicazioni sullo stato ecologico delle stesse.

##### 3.1.1 Area di studio: le praterie di Punta Tresino e Punta Licosa (Cilento)

L'area di studio è situata lungo la costa tirrenica nel settore meridionale del Golfo di Salerno, nel tratto costiero compreso tra Punta Tresino, a nord, e Punta Licosa, a sud (Fig. 3.1). Questa area è compresa nel Parco Nazionale del Cilento e Valle di Diano (L. 394 del 6 Dicembre 1991; DPR del 5 Giugno 1995) e all'interno dell'Area Marina Protetta di Santa Maria di Castellabate (D.M. del 21 Ottobre 2009). Nell'area gli insediamenti antropici più cospicui sono l'abitato e il porto di Agropoli, a nord di P.ta Tresino, e il porto di San Marco di Castellabate a nord di P.ta Licosa; per il resto si riconoscono sparsi nuclei abitativi e un piccolo approdo in prossimità di P.ta Licosa.

Il litorale roccioso di P.ta Tresino e P.ta Licosa, di natura calcarea, è colonizzato da comunità fotofile con prevalenza di macroalche brune del genere, *Cystoseira*; lungo il gradiente batimetrico costa-largo segue la prateria a *Posidonia oceanica*, insediata su fondi mobili fino a oltre la batimetrica dei 30 m, e, infine, una piattaforma a coralligeno (Carrada *et al.*, 2002).

In prossimità di P.ta Licosa la prateria, insediata su sabbia, si estende da -6 a -35 m. Una stazione di campionamento è stata fissata sul limite inferiore (40° 15',468 N; 14° 53',481 E) a circa 0,68 NM dalla costa, 0,56 NM dal faro

dell'isola di Punta Licosa e 2,12 NM dal porto di San Marco di Castellabate.

La prateria di P.ta Tresino, anch'essa insediata su sabbia, si estende da -10 a -31 m. Qui un punto stazione ( $40^{\circ} 20,798$  N;  $14^{\circ} 56,882$  E) è stato localizzato ad una distanza di 1,71 MN da Agropoli. I siti di campionamento distano tra loro circa 5,85 MN.

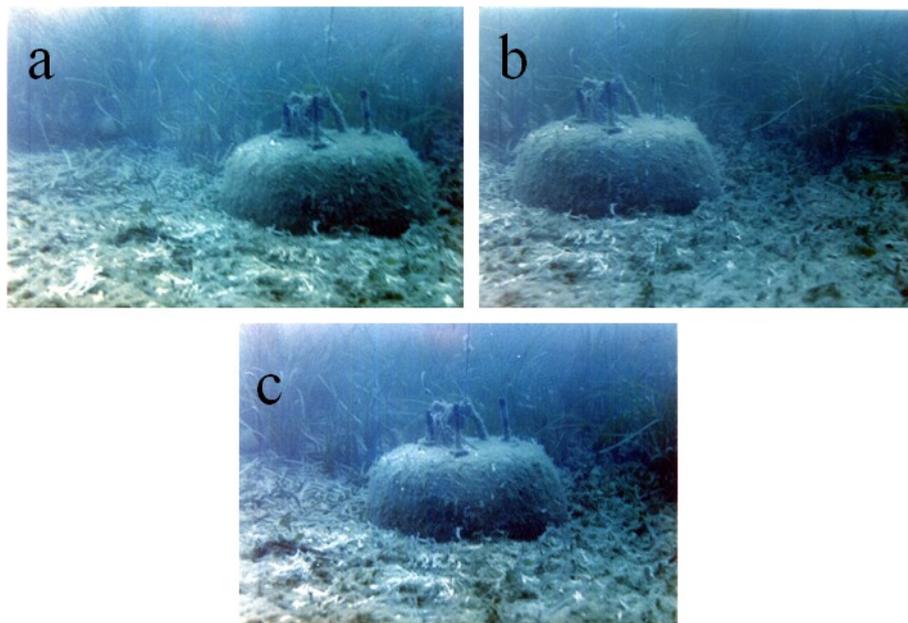
Al fine di valutare i tempi di crescita del rizoma sono stati analizzati rizomi ortotropi di *Posidonia oceanica*, raccolti per cinque anni consecutivi (dal 2002 al 2006), nelle due stazioni sul limite inferiore delle praterie antistanti P.ta Tresino e P.ta Licosa, entrambi oltre la batimetria dei 30m (**Fig. 3.1**).



**Fig. 3.1** Area di studio per l'obiettivo I.

### 3.1.2 Attività *in situ*

Ai fini della valutazione della dinamica del limite inferiore, durante il primo anno di indagine (marzo 2002), in entrambe le praterie, erano stati posizionati sul limite profondo dieci corpi morti, ad una distanza interasse di 5 m l'uno dall'altro. I corpi morti o *balises* contrassegnati da numeri progressivi (da 1 a 10 quelli di Punta Licosa e da 11 a 20 quelli di Punta Tresino) sono stati fotografati da tre angolature diverse (Fig. 3.2).



**Fig. 3.2** Esempio di fotografie di un *balise* da tre angolature diverse: (a) destra, (b) sinistra e (c) centrale (FOTO Raffaele de Martino).

In ciascuno degli anni successivi, fino al 2006, in corrispondenza di ciascun *balise* è stata valutata la progressione e/o la regressione delle praterie sia mediante osservazione *in situ* da parte degli operatori subacquei (misurazione della distanza del limite profondo dal corpo morto) sia mediante valutazioni successive scaturite dal confronto delle fotografie. Nel presente studio non verranno riportate le misurazioni relative alla distanza dei corpi morti dal limite inferiore prese ogni anno di campionamento; tuttavia verrà indicata la progressione o regressione dei limiti indagati al fine di dare indicazioni sulla dinamica di crescita delle praterie.

Ogni anno sono state rilevate variabili abiotiche quali la trasparenza dell'acqua, stimata mediante l'uso del disco di Secchi, e la temperatura dell'acqua, misurata ad una profondità compresa tra 20 e 25 m mediante sonda multiparametrica CTD.

Allo scopo di caratterizzare a livello fisiografico e strutturale le due praterie gli operatori subacquei hanno rilevato le seguenti variabili *in situ*:

1. profondità del limite inferiore;
2. tipologia di limite profondo, distinguendo tra erosivo, progressivo,

netto o regressivo secondo Pergent *et al.* (1995);

3. presenza e caratteristiche della *matte*;

4. copertura (percentuale di superficie di fondo marino ricoperta dalla pianta);
5. scalzamento (percentuale di rizomi divelti dal sedimento);
6. rapporto ortotropi-plagiotropi, (percentuale di rizomi ortotropi rispetto ai plagiotropi, rispettivamente a crescita verticale e a crescita orizzontale).
7. densità della prateria (numero di fasci fogliari/m<sup>2</sup>).

La stima della densità è stata ottenuta dalle conte dei fasci fogliari all'interno delle aree di riferimento, quadrati 40 x 40 cm di lato, 10 repliche in ogni stazione di campionamento, lanciati in maniera casuale lungo un transetto di 100 m a qualche metro di distanza dal limite inferiore (Fig. 3.3) (Pergent-Martini *et al.*, 1999; Buia *et al.*, 2004). Il valore medio ottenuto dalle conte è stato quindi riportato al m<sup>2</sup>.



**Fig. 3.3** Operatore subacqueo che effettua conte di densità con quadrato 40x40 cm. (FOTO Bruno Iacono).

Inoltre, per stimare natura e tipologia del substrato erano stati prelevati campioni di sedimento superficiale utilizzando corer cilindrici di 10 x 5 cm (3

repliche) (De Falco *et al.*, 2000; Lorenti e De Falco, 2004).

Infine, ogni anno tra la fine dell'inverno e l'inizio della primavera (febbraio-marzo), in prossimità del limite di ogni prateria, sono stati raccolti 30 fasci fogliari con rizoma ortotropo per le misure morfometriche dei ciuffi e le stime di produzione della pianta (Flagella *et al.*, 2004; Flagella e Buia 2006). Nel presente studio si è tenuto conto solo delle misure morfometriche che maggiormente indicano lo stato della pianta in base ai protocolli esistenti e che possono essere confrontate con i dati di letteratura ( Buia *et al.*, 2000).

I campioni di *Posidonia* sono stati raccolti tramite campionamento diretto in immersione subacquea a distanza di almeno 1 m l'uno dall'altro per ridurre la probabilità di appartenenza allo stesso rizoma tracciante e quindi assicurare l'indipendenza dei dati. Una volta raccolti i fasci sono stati conservati in una soluzione di formaldeide al 4% così da permetterne la conservazione anche a lungo termine.

### **3.1.3 Attività in laboratorio**

In laboratorio si è proceduto all'analisi dei sedimenti e all'analisi lepidocronologica dei rizomi e morfometrica dei fasci fogliari. Complessivamente sono stati analizzati 300 fasci con rizoma ortotropo.

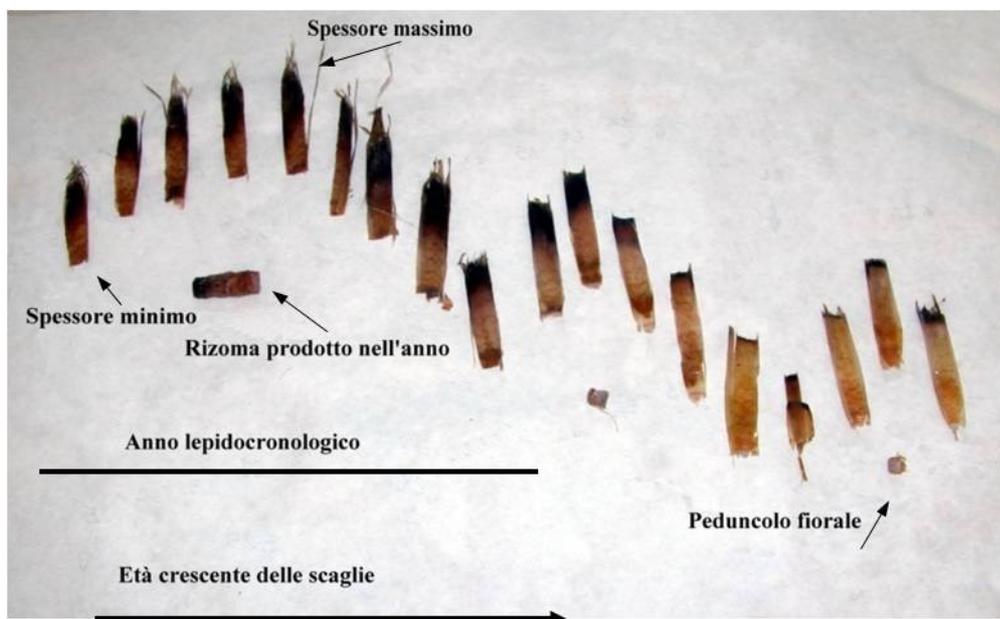
#### **3.1.3.1 Analisi dei sedimenti**

In laboratorio i campioni di sedimento sono stati seccati mediante trattamento in stufa (80° C per 12 ore) e successivamente analizzati per ottenere la quantità di materia organica, il contenuto in carbonati e le classi granulometriche. La materia organica è stata ottenuta per perdita in peso dopo calcinazione a 550° C per 1 ora (Dean, 1974); il contenuto in carbonati è stato ricavato per perdita in peso dopo trattamento con acido cloridrico (HCl 1N) per 4 ore. L'analisi granulometrica è stata eseguita mediante setacciatura a secco con batteria di setacci con luce rispettiva di 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,125 mm, 0,063 mm, <0,063 mm. (Lorenti e De Falco, 2004).

### 3.1.3.2 Analisi lepidocronologica

In laboratorio i fasci sono stati reidratati e sciacquati con acqua corrente, in modo da eliminare i residui di formalina e per asportare il sedimento presente sia tra le scaglie che sugli epifiti. Una volta reidratati, sono stati considerati solo i rizomi ortotropi che non presentassero processi di divisione in atto (cioè i fasci fogliari doppi o tripli o abortivi sono stati scartati). Per ogni rizoma, sono state staccate delicatamente le scaglie, una alla volta, partendo dal punto del rizoma più lontano dalle foglie ancora presenti sul ciuffo; si è quindi proceduto dalle scaglie più vecchie verso quelle più recenti, rispettando l'ordine distico d'inserzione.

Utilizzando un calibro digitale (con una accuratezza al centesimo di millimetro) è stato misurato lo spessore di ogni scaglia a 1 cm dalla base. L'individuazione di due minimi successivi ha consentito di identificare ciascun anno lepidocronologico e il frammento di rizoma corrispondente, che è stato di seguito tagliato; si è ottenuto in tal modo per ogni rizoma una serie di segmenti corrispondenti ognuno agli anni retrodatati (Fig. 3.4). Si è proseguito in questo modo fino a raggiungere la prima foglia (esclusa).



**Fig. 3.4** Disposizione delle scaglie di un rizoma processato mediante analisi lepidocronologica. Si riconoscono tre massimi, riconducibili a tre anni lepidocronologici. Nel terzo anno si distingue un peduncolo fiorale.

Il segmento relativo all'anno zero (quello in corso) è stato misurato solo dopo la dissezione del ciuffo fogliare.

Una volta esaminato l'intera porzione del rizoma sono stati misurati il numero di scaglie per anno e la lunghezza dei segmenti di rizoma per anno lepidocronologico. Da questi parametri è stato possibile stimare:

- il numero medio di foglie per fascio per anno (produzione fogliare annuale);
- la lunghezza media del segmento di rizoma per fascio per anno (mm per anno) ossia l'allungamento annuale del rizoma.

I segmenti di rizoma sono stati posti, in seguito, in contenitori di alluminio contrassegnati con la sigla della stazione, il numero del fascio e il numero del rizoma e successivamente posti in stufa sino al raggiungimento del peso costante (circa 48 ore). La produzione annuale del rizoma (biomassa del rizoma per anno lepidocronologico) è stata ottenuta con bilancia elettronica di precisione ed espressa in mg di peso secco per anno.

### 3.1.3.3 Analisi morfometrica

Per l'analisi del ciuffo fogliare si è proceduto con la separazione delle foglie dal rizoma seguendo l'ordine distico d'inserzione, a partire dalla foglia più vecchia, esterna al ciuffo, a quella più giovane, più interna (Fig. 3.5).



**Fig. 3.5** Esempio di fascio di *Posidonia oceanica* in cui sono state separate le foglie.

Prima di effettuare le misurazioni gli epifiti incrostanti sono stati asportati dalle foglie mediante l'ausilio di un bisturi; per gli altri epifiti, invece, è bastato l'uso di una garza. Di ogni ciuffo sono stati considerati:

- il numero di foglie
- la larghezza delle foglie;
  - la lunghezza della lamina fogliare, ossia delle foglie private della base.

Nel presente studio non si è tenuto conto del tessuto bruno delle foglie poiché praticamente assente: i campionamenti sono stati effettuati in un periodo dell'anno (febbraio-marzo) in cui tutta la lamina fogliare è caratterizzata da pigmentazione verde, ossia da tessuto fotosinteticamente attivo. Il Coefficiente A (la frazione delle foglie adulte e intermedie con apice eroso) non è stato considerato poiché la quasi totalità delle foglie avevano l'apice integro

Le lamine fogliari sono state quindi riposte in contenitori di alluminio e posti in stufa ad essiccare sino al raggiungimento del peso costante (circa 48 ore) in seguito a misura con una bilancia elettronica di precisione dopo passaggio in essiccatore con gel di silice per circa 30 minuti.

I parametri morfometrici acquisiti hanno permesso di ottenere una stima di:

- numero medio totale di foglie per fascio;
- lunghezza e larghezza media delle foglie per fascio (cm);
- superficie media del tessuto verde per fascio (cm<sup>2</sup>);
- biomassa media del tessuto verde totale per fascio (mg);

Integrando i dati strutturali (densità) con quelli morfometrici (superficie fogliare media e biomassa fogliare media), è stato possibile calcolare alcuni indici sintetici riconducibili alle praterie quali l'Indice di Superficie Fogliare (Leaf Area Index, LAI m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>) e l'Indice di Biomassa Fogliare (Leaf Standing Crop, LSC mg/m<sup>2</sup>).

### 3.1.4 Trattamento statistico dei dati

I dati ottenuti dalle conte del numero di ciuffi all'interno di quadrati di 1600 cm<sup>2</sup> sono stati mediati e riportati al metro quadro per ottenere, per ogni sito e ciascun anno di campionamento, i valori di densità dei fasci fogliari secondo Giraud, 1977 e Buia *et al.*, 2004. L'analisi della varianza (ANOVA) è stata effettuata per evidenziare eventuali differenze, nel numero di ciuffi, tra le due praterie di P.ta Tresino e P.ta Licosa e tra i cinque anni di campionamento compresi tra il 2002 e il 2006. In particolare è stata condotta l'analisi della varianza a due fattori (variabili predittive): sito, con due livelli (P.ta Tresino e P.ta Licosa) e anno, con 5 livelli (ciascuno degli anni compresi tra il 2002 e il 2006); come variabile dipendente è stato considerato il numero di ciuffi per m<sup>2</sup> di ciascuna replica il cui numero variava tra 6 nel 2003 a P.ta Tresino e 15 nel 2002 sempre a P.ta Tresino.

Tutti i dati relativi alle analisi lepidocronologiche e morfometriche dei ciuffi sono stati riportati su fogli elettronici di lavoro Excel. Per ogni descrittore ricavato dalla tecnica di retrodatazione (produzione della pianta) sono stati calcolati: media annuale, media pluriennale, media ponderata, errore standard e coefficiente di variazione (CV = deviazione standard/media).

Per quanto riguarda i dati relativi alla morfometria dei ciuffi, le differenze tra le praterie sono state valutate mediante analisi della varianza (ANOVA) a due fattori (variabili predittive): sito, con due livelli (P.ta Tresino e P.ta Licosa) e anno di campionamento, con 5 livelli (ciascuna campagna di campionamento dal 2002 al 2006). Le variabili dipendenti sono state: numero di foglie, lunghezza e larghezza delle foglie e biomassa verde, con 30 repliche indipendenti per ciascun anno a P.ta Tresino e con un numero variabile a P.ta Licosa da 22 nel 2003 a 30 in tutti gli altri anni di campionamento.

Al fine di valutare eventuali differenze, nella produzione del rizoma, tra le due praterie di P.ta Tresino e P.ta Licosa e tra gli anni lepidocronologici per l'intervallo di tempo compreso tra il 1991 e il 2002 i dati sono stati analizzati mediante analisi della varianza, (ANOVA). In particolare è stata condotta l'analisi della varianza a due fattori (variabili predittive): sito, con due livelli (P.ta Tresino e P.ta Licosa) e anno, con 12 livelli (ciascuno degli anni compresi tra il 1991 e il

2002); variabili dipendenti sono state biomassa e allungamento del rizoma e numero di foglie per anno lepidocronologico, con 10 repliche indipendenti per ciascun anno.

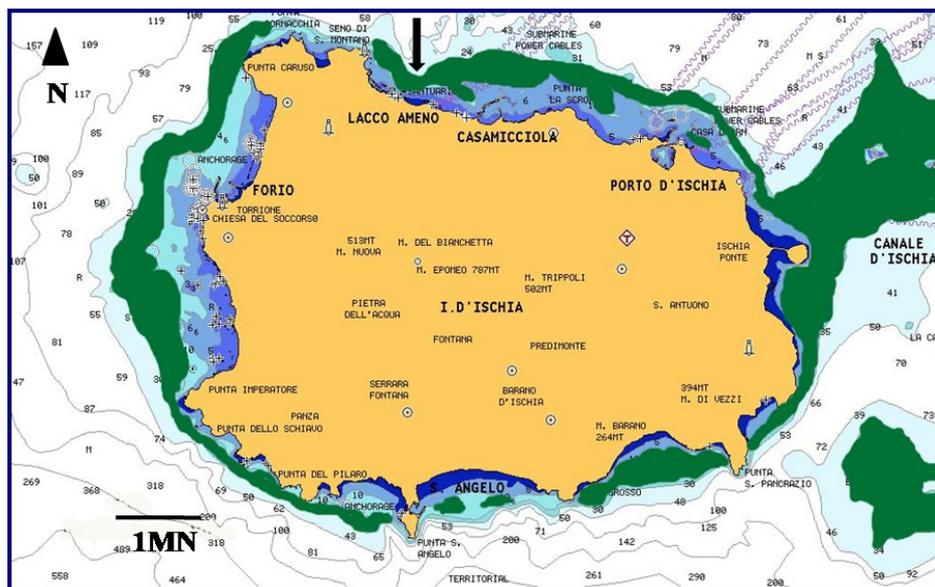
In fine allo scopo di valutare il tempo necessario al rizoma per completare la propria crescita è stato preso in esame l'anno lepidocronologico 2001, ossia il primo anno di produzione stimato grazie alla tecnica di retrodatazione durante la prima campagna di campionamento. Per valutare eventuali differenze nella produzione del rizoma dell'anno lepidocronologico 2001, ottenuta dalle analisi effettuate sui campioni raccolti nei 5 anni di prelievo dal 2002 al 2006, e se queste differenze fossero consistenti tra le due praterie studiate è stata condotta l'analisi della varianza (ANOVA). In particolare la produzione del 2001 ottenuta in ciascun anno di campionamento è stata confrontata separatamente con la produzione del 2001 ottenuta in tutti gli altri anni. Pertanto è stata condotta l'analisi della varianza a un fattore (i dati delle due praterie sono stati cumulati) (variabile predittiva): anno, con 2 livelli (anno X vs. anno Y); variabili dipendenti sono state biomassa e allungamento del rizoma con 49 repliche indipendenti per ciascun anno ad eccezione del 2004 con 42.

Nel caso di differenze significative nell'ANOVA, al fine di valutare le differenze tra i livelli, è stata effettuata la comparazione a posteriori, mediante il test "SNK".

### 3.2 CICLO ENDOGENO (OBIETTIVO II)

Vengono di seguito riportati i materiali e metodi utilizzati ai fini della valutazione del ciclo endogeno della pianta. Per identificare la presenza di un ciclo endogeno della pianta sono stati utilizzati rizomi ortotropi (fissati in una soluzione di formaldeide 4%) raccolti in precedenti campagne di studio dal 1985 al 2004 e conservati presso il Gruppo di ricerca di Ecologia del Benthos (SZN) di Ischia. Tutti i campioni erano stati prelevati mediante campionamento diretto in immersione, alla profondità di 10 m nella prateria di Lacco Ameno (Isola d'Ischia, Golfo di Napoli). Il sito di Lacco Ameno è uno dei più studiati intorno all'isola d'Ischia (Buia *et al.*, 2003). Già a partire dal 1979 la prateria è stata oggetto di studi multidisciplinari che hanno fornito informazioni sulla struttura, sulla dinamica di crescita delle foglie e sulle caratteristiche delle comunità vegetali e animali associate (Buia *et al.*, 1992, 2006; Giraud *et al.*, 1979; Gambi *et al.*, 1989; Guidetti e Fabiano 2000; Mazzella e Buia 1989, 1996; Migliaccio *et al.*, 2005; Oliva 2002; Pergent e Pergent-Martini, 1991; Romero *et al.*, 1992; Velimirov, 1987; Zupo *et al.*, 1997, 2006, 2006).

#### 3.2.1 Area di studio: la prateria di Lacco Ameno (Ischia)



**Fig. 3.6** Sito di studio del II obiettivo la freccia nera indica la prateria di Lacco Ameno. In verde sono evidenziate le praterie a *Posidonia oceanica* attorno all'isola di Ischia.

La prateria di Lacco Ameno (Fig. 3.6), situata nel settore nord dell'isola (latitudine: 40°41, 582 N; longitudine: 13°53,361 E), nella baia di fronte all'abitato omonimo, si estende continua dalla superficie fino a 33 m di profondità (Buia *et al.*, 2003).

Il sedimento di impianto della prateria mostra una certa variabilità lungo un gradiente batimetrico. In particolare alla profondità di 10 m (la profondità a cui fa riferimento il presente studio) la frazione dominante è rappresentata da sabbie fini (diametro medio 0,125 mm), la sostanza organica oscilla tra il 3 e il 5% e la quantità di carbonati è sempre al di sotto del 3% (Buia *et al.*, 2003).

In Tabella 3.1 si riportano i valori di densità, stimati in differenti anni di campionamento alla profondità di 10 m. In tutti i casi la conta dei ciuffi è stata effettuata all'interno di quadrati 40x40 cm di lato (10 repliche) e il valore medio è stato quindi riportato al m<sup>2</sup>.

**Tab. 3.1** Conte di densità (n. fasci/m<sup>2</sup>) effettuate nella prateria di Lacco Ameno alla profondità di 10m. Tra parentesi sono riportate le deviazioni standard (da Buia *et al.*, 2003 modificata).

Anni									
1981	1985	1988	1990	1992	1996	1997	1998	2000	2001
359 (18)	242 (59)	351 (27)	364 (88)	373 (90)	354 (120)	301 (103)	279 (52)	310 (71)	346 (43)

Secondo la classificazione di Buia *et al.* (2004), la densità è normale (DN) e quindi in equilibrio con le variabili ambientali negli anni 1981, 1988, 1992, 1996 ma risulta bassa (DB) negli anni 1985, 1997, 1998, 2000, 2001, indicando un'alterazione di tipo strutturale.

Questa regressione strutturale con riduzione della densità non sembra essere accompagnata da un deterioramento funzionale della pianta (Buia *et al.*, 2006).

### 3.2.2 Attività in laboratorio

In laboratorio si è proceduto all'analisi lepidocronologica dei fasci (secondo i metodi descritti nella sezione 3.1.3.2). Complessivamente sono stati analizzati 301 fasci (Tab. 3.2).

**Tab. 3.2** Anno di campionamento e numero di fasci processati

Anno di campionamento	Numero di fasci processati
1985	26
1987	93
1988	113
2000	40
2004	29

Mediante l'analisi lepidocronologica sono stati stimati:

- il numero medio di foglie per fascio per anno (produzione fogliare annuale);
- la lunghezza media dei segmenti di rizoma per fascio per anno (mm/anno) (allungamento annuale del rizoma);
- la produzione annuale del rizoma espressa in mg peso secco per anno (dopo trattamento in stufa e dopo aver pesato i segmenti di rizoma secondo quanto descritto nella sezione 3.1.3.2).

### 3.2.3 Trattamento statistico dei dati

Tutti i dati di produzione della pianta ottenuti dall'applicazione della tecnica lepidocronologica sono stati riportati su fogli elettronici di lavoro Excel. Per ogni descrittore ricavato dalla tecnica di retrodatazione sono stati calcolati: media annuale, media pluriennale, media ponderata, errore standard e coefficiente di variazione ( $CV = \text{deviazione standard}/\text{media}$ ).

I Dati relativi alla produzione della piante per l'intero intervallo di tempo considerato sono stati normalizzati (scarto rispetto la media ponderata) al fine di

individuare con maggiore facilità gli anni ad alta produzione e quelli a bassa produzione. L'interazione tra le due variabili (mg/anno e mm/anno) è stata valutata mediante il Coefficiente di Correlazione.

Mediante l'utilizzo del *run test* (Davis, 1986) è stata valutata la casualità della serie temporale, mentre per evidenziare la presenza di uno o più cicli nella serie temporale è stato utilizzato il test dell'autocorrelazione effettuati con l'utilizzo del programma PAST (Paleontological Statistics) disponibile in rete sul sito: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>. A questo scopo, i dati sono stati ricodificati in funzione dei valori medi calcolati su tutti i rizomi esaminati assegnando ad ogni dato un valore pari a 0 o 1 nel caso esso fosse rispettivamente inferiore o superiore alla mediana.

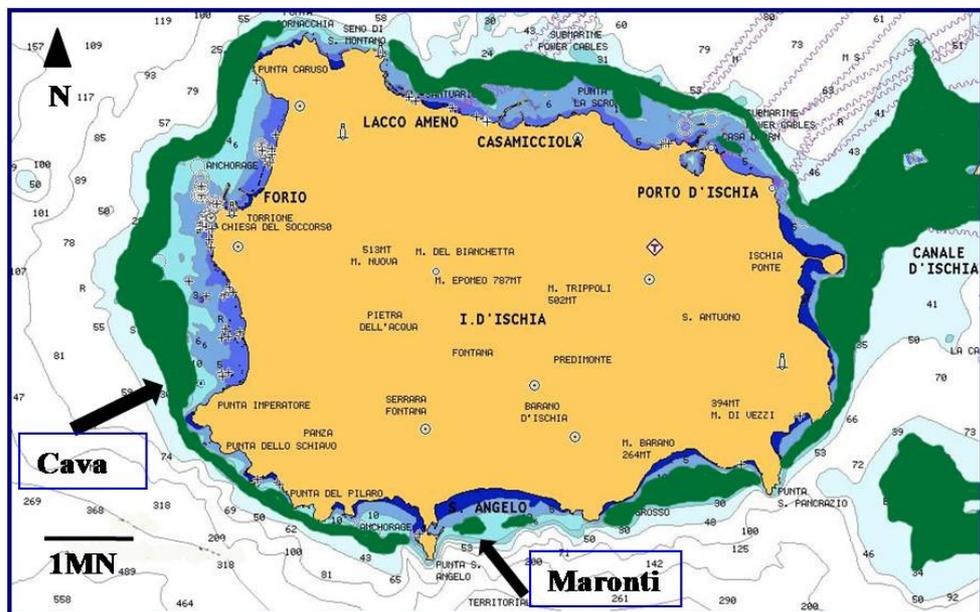
L'influenza di cambiamenti climatici sulla pianta è stata indagata analizzando i dati di temperatura media dell'aria per il periodo 1972-2001 e 1972-1997 (disponibili sul sito <http://www.ilmeteo.it/portale/archivio-meteo/Napoli>) e correlandoli con quelli di produzione della pianta (mg/anno, mm/anno e numero di foglie/anno) relativi allo stesso arco temporale.

In particolare è stata fatta l'analisi ANOVA per evidenziare eventuali differenze nella produzione delle foglie tra l'arco temporale 1972-1984 e 1985-1997 ossia 12 anni prima e 12 anni dopo l'anno 1985 indicato come anno di inversione termica (Astraldi *et al.*, 1995).

### 3.3 RISPOSTE A PERTURBAZIONI AMBIENTALI (OBIETTIVO III)

Vengono di seguito riportati i materiali e metodi utilizzati per valutare risposte strutturali e funzionali della pianta e della prateria a *Posidonia oceanica* in seguito a perturbazioni ambientali di diversa natura: una violenta mareggiata che ha colpito l'isola di Ischia nell'inverno del 1999 ed un'operazione di estrazione di sabbia effettuata erroneamente nel 2002 su una prateria a *Posidonia oceanica*, sempre nell'isola di Ischia.

#### 3.3.1 Area di studio: le praterie di Cava e Maronti (Ischia)



**Fig. 3.7** Le frecce indicano le praterie di Cava nel settore occidentale e dei Maronti a sud dell'isola di Ischia. In verde viene evidenziata la distribuzione delle praterie a *Posidonia oceanica* attorno all'isola di Ischia.

La prateria di Cava è situata nel settore occidentale dell'isola di Ischia (Fig. 3.7). Il limite superiore si trova a circa 600 m dalla linea di costa, a 10 m di profondità; la prateria si spinge sino alla batimetrica dei -30 m, a circa 1700 m da riva. Nonostante la prateria sia localizzata in uno dei litorali più frequentati dell'isola, la distanza dalla costa del suo limite superiore le evita l'impatto meccanico degli ancoraggi (Buia *et al.*, 2003). Al limite superiore (40°43.32' N, 13°51.28' E), la prateria è impiantata su sabbia medio-grossolana e roccia, con

una struttura a macchie di varia dimensione e con margini irregolari. Il limite inferiore (40°43.10'N, 13°50.60'E), che ha un andamento sinuoso, è in parte progressivo e in parte erosivo; qui la pianta è insediata su *matte* di circa 50 cm in altezza. Il sedimento, con un'elevata componente organogena, è caratterizzato dalla presenza di evidenti *ripple-marks* anche in profondità, a conferma della notevole esposizione della zona al moto ondoso.

La prateria dei Maronti è situata nel settore sud dell'isola davanti alla baia omonima (Fig. 3.7). La baia dei Maronti, sede di intensa attività di balneazione e di diporto, ha subito nel corso degli anni un imponente abusivismo edilizio che ha contribuito all'insorgenza di fenomeni erosivi ([www.apat.gov.it/site/Files/MARONTI.pdf](http://www.apat.gov.it/site/Files/MARONTI.pdf)) e quindi di diversi interventi antropici, tesi a contrastarli. Dai dati del Centro Regionale di Competenza AMRA si evince che dal 1980 al 2000 si è verificata una perdita totale di 16.300 m<sup>2</sup> di spiaggia.

La baia dei Maronti, con una notevole dinamica nel trasposto sedimentario (De Pippo *et al.*, 2000) (testimoniato dalla presenza di *ripple-marks* oltre la batimetrica dei 26m), è stata a lungo ritenuta l'unica zona costiera isolana non colonizzata da *Posidonia oceanica*, che forma intorno all'isola una cintura pressochè continua. La presenza della pianta è stata documentata recentemente nello studio di fattibilità dell'Area Marina Protetta "Regno di Nettuno" (Gambi e Buia, 2003).

Prima di subire l'impatto, la prateria si estendeva da 15 ai 24m di profondità. In particolare il limite inferiore era caratterizzato da una *matte* che raggiungeva in alcuni punti anche i 2 m di altezza; il limite superiore era compreso tra 15 e 18 m di profondità, con uno spessore della *matte* limitato ad alcune decine di centimetri.

### **3.3.2 Descrizione degli impatti**

Nel Dicembre del 1999 sull'isola di Ischia si è abbattuto una perturbazione naturale classificabile come "catastrofe" (Harper, 1977) sotto forma di una violenta mareggiata (forza 8 della scala Douglas) (Fig. 3.8; 3.9) che ha colpito con

maggiore intensità il versante occidentale dell'isola, in località Cava. La tempesta era caratterizzata da: pressione barometrica inferiore ai 970 hPa; velocità del vento di circa 50 nodi e altezza delle onde oltre 10 m ([http://www.eurometeo.com/italian/read/doc\\_douglas](http://www.eurometeo.com/italian/read/doc_douglas)).



**Fig. 3.8** La mareggiata del 28 Dicembre 1999 (Porto di Casamicciola) ([www.ischia.org/cultura/19991228.php](http://www.ischia.org/cultura/19991228.php)).



**Fig. 3.9** Ingenti quantità di sabbia riversate sul litorale dalla mareggiata del 1999 ([www.ischia.org/cultura/19991228.php](http://www.ischia.org/cultura/19991228.php)).

Dopo la mareggiata, lungo la spiaggia di Cava sono state rinvenute notevoli quantità di *Posidonia oceanica* spiaggiata (*banquettes* alte circa 2 m) e intere zolle di *matte* (Fig. 3.10).



**Fig. 3.10** *Posidonia oceanica* arenata lungo la spiaggia di Cava dell'Isola dopo la mareggiata del 28 Dicembre 1999 (FOTO Bruno Iacono).

Immersioni condotte un mese dopo l'evento evidenziavano sul limite superiore zone di estensione limitata di *matte* divelta (Gambi e Iacono osservazioni personali), mentre sul limite inferiore erano presenti ampie onde di sabbia che ricoprivano solo parzialmente le piante. L'esistenza di dati risalenti agli anni 1999-2000, scaturiti da un progetto di ricerca teso a caratterizzare le biocenosi di alcune aree marine costiere tra cui era inclusa la prateria di Cava, (Buia e Gambi, 2000), hanno rappresentato un dato storico rilevante per verificare l'effetto dell'evento sulla dinamica della prateria.

La prateria situata nella baia dei Maronti ha subito invece un disturbo di tipo antropico che possiamo classificare come disturbo "acuto" (Harper 1977). L'evento è avvenuto nel Marzo del 2002 in seguito ad un intervento di ripascimento della spiaggia dei Maronti (autorizzato dal Consiglio Regionale della Campania, come azione di protezione civile per la sicurezza della costa) (Fig. 3.11).

Le operazioni di ripristino della spiaggia prevedevano il prelievo della sabbia da una cava sottomarina posta tra i 20 e 40 m di profondità (dati Modimar s.r.l.; [www.apat.gov.it/site/\\_Files/MARONTI.pdf](http://www.apat.gov.it/site/_Files/MARONTI.pdf)), coincidente con il sito di impianto della prateria a *Posidonia oceanica*. Le operazioni di dragaggio, eseguite

con una draga con auto-propulsa, un aspirante-refluente e con un sistema di prelievo a strascico, sono durate meno di 24 ore (Fig. 3.12).



**Fig. 3.11** Tre fasi del ripascimento dei Maronti (Marzo 2002). Immagine della spiaggia prima del rinascimento (a), durante (b) e dopo (c) (FOTO Bruno Iacono).



**Fig. 3.12** La nave da dragaggio “Sorbona” durante le operazioni di ripascimento dei Maronti (FOTO Bruno Iacono).

Durante le operazioni di escavo e per diversi giorni, grandi quantità di foglie e di fasci di *Posidonia oceanica* erano visibili sulla superficie dell’acqua e

arenate sulla spiaggia dei Maronti e nel piccolo porto di Sant'Angelo (Fig.3.13; 3.14).



**Fig. 3.13** Foglie e fasci di *Posidonia oceanica* sulla superficie dell'acqua osservati durante le operazioni di ripristino della spiaggia dei Maronti (FOTO Bruno Iacono).



**Fig. 3.14** Foglie e fasci di *Posidonia oceanica* rinvenuti sulla spiaggia dei Maronti dopo l'estrazione di sabbia a Marzo 2002 (FOTO Bruno Iacono).

Le prime osservazioni fatte un mese dopo l'impatto antropico (Maggio 2002) restituivano un paesaggio caotico e irregolare e rivelavano la drastica

rimozione meccanica della prateria tra -18 e -25 m. Il tubo di dragaggio, infatti, aveva causato la formazione di solchi molto profondi e la rimozione di una grande quantità di sedimento, incidendo drammaticamente sulla topografia del fondo. Tra i solchi sono state trovate macchie isolate di prateria superstiti, parzialmente coperte dai sedimenti che, portati in sospensione dalla draga, si sono ridepositati ovunque sulla prateria. Nei solchi inoltre c'erano molti fasci e pezzi di *matte* scalzate (Fig. 3.15) (Gambi *et al.*, 2005).



**Fig.3.15** *Matte* scalzata osservata nella prateria dei Maronti dopo il prelievo di sabbia dal fondo (FOTO Bruno Iacono).

A distanza di un anno (Marzo 2003), anche se la topografia del fondo risultava più regolare, si osservava che l'intera porzione di prateria interessata dall'estrazione di sabbia era completamente degradata a *matte* morta (Gambi *et al.*, 2005).

Attualmente la stima dell'estensione della prateria è di circa 2 ettari, limitati alla porzione più occidentale e più superficiale della vecchia prateria, estendendosi soltanto tra 15 (40° 41.700'N, 13°54.490'E) e 20 m (40° 41.680'N, 13° 53.870'E) di profondità, con una distribuzione a macchie.

Complessivamente, l'estrazione di sabbia ha comportato la distruzione di 4 ettari di prateria a *Posidonia oceanica* (Gambi *et al.*, 2005).

### 3.3.3 Attività in situ

Nel sito di Cava dell'Isola i campionamenti dei dati storici sono stati effettuati in Maggio, Luglio e Novembre 1999 e quindi nel febbraio e maggio del 2000, alle profondità di 11 e di 28 m. Per questo arco temporale, sono disponibili dati di Temperatura e di Irradianza, raccolti con una sonda multiparametrica calata in corrispondenza del limite inferiore, con cadenza bimensile. Contemporaneamente veniva calato dalla barca il disco Secchi. Per le avverse condizioni meteo-marine nel mese di dicembre 1999, purtroppo questi dati sono mancanti. Zolle di prateria di 30X30 cm erano state prelevate per determinare la ripartizione di biomassa tra il comparto epigeo (foglie) e quello ipogeo (scaglie, rizomi e radici). In aggiunta, in ogni stazione venivano prelevati 20 rizomi ortotropi per misure morfometriche e lepidocronologiche. La stima della densità è stata effettuata mediante conta diretta, in immersione, dei fasci fogliari presenti in 10 quadrati, 40x40 cm di lato, per ogni stazione di profondità, sia nel 1999 sia nel 2000. Sono state inoltre fatte stime visive di scalzamento dei rizomi e di tipologie di crescita dei rizomi, verticale e/ orizzontale.

Al fine di valutare gli effetti della violenta mareggiata sulla dinamica di crescita della pianta, sono stati effettuati campionamenti aggiuntivi negli anni 2003 e 2005, in modo da comprendere nella retrodatazione gli anni lepidocronologici precedenti e successivi alla mareggiata.

Complessivamente sono stati raccolti circa 50 rizomi ortotropi per ogni stazione e per ogni data di campionamento; ciascun rizoma è stato prelevato ad almeno un metro di distanza l'uno dall'altro per ridurre la probabilità di appartenere allo stesso rizoma tracciante e quindi assicurare l'indipendenza dei dati. I campioni raccolti sono stati in parte conservati in una soluzione di formaldeide al 4% e in parte trasportati in laboratorio e, dopo essere stati sciacquati con acqua corrente per eliminare i sedimenti e il sale, sono stati conservati in congelatore a -20°C fino alla loro manipolazione per le analisi lepidocronologiche.

Anche nel sito dei Maronti è stata valutata la struttura della prateria attraverso stima delle seguenti variabili strutturali: copertura, scalzamento dei rizomi, tipologia di limite inferiore e densità dei fasci fogliari. Anche in questa

prateria la stima della densità si è ottenuta mediando le conte dei ciuffi all'interno delle aree di riferimento (10 per ogni profondità e di 40x40 cm di lato). Il valore medio ottenuto è stato quindi riportato al m<sup>2</sup>.

I campioni di *Posidonia oceanica* sono stati prelevati sia prima (Dicembre 2000 e Agosto 2001) sia successivamente (Marzo 2005) all'estrazione della sabbia (2002). Nel 2001 la profondità di campionamento era tra i 18 e 20m, nel 2002 la profondità era tra i 15-18 m (la praterie oltre i 18 m era sparita in seguito all'impatto).

### **3.3.4 Attività in laboratorio**

In laboratorio si è proceduto all'analisi lepidocronologica e morfometrica dei fasci. Complessivamente sono stati analizzati 250 fasci ortotropi.

#### **3.3.4.1 Analisi lepidocronologiche**

Una volta in laboratorio si è proceduto all'analisi lepidocronologica come descritto nella sezione 3.1.3.2. Prima dell'analisi i fasci conservati a -20°C sono stati scongelati in acqua a temperatura ambiente per circa 20 minuti.

Dalle analisi lepidocronologiche, per ogni fascio analizzato, sono stati stimati:

- il numero medio di foglie per fasci per anno (produzione fogliare annuale);
- la lunghezza media del segmento di rizoma per fascio per anno (cm/anno) (allungamento annuale del rizoma);
- la produzione annuale del rizoma espressa in mg peso secco per anno.

#### **3.3.4.2 Analisi morfometriche**

Per le analisi morfometriche dei fasci si è proceduto come descritto nella sezione 3.1.3.3.

In particolare di ogni foglia del ciuffo sono stati considerati:

- la categoria di appartenenza (giovani 'G', intermedie 'I' e adulte 'A');
- la lunghezza;
- la larghezza;
- la presenza di tessuto bruno (non fotosintetizzante);

Dai parametri morfometrici misurati sono stati stimati:

- il numero medio totale di foglie per fascio;
- il numero medio di foglie per classi di età per fascio;
- la lunghezza e larghezza media delle foglie per classi di età per fascio (cm);
- la superficie media del tessuto verde per fascio (cm<sup>2</sup>);
- la biomassa media del tessuto verde totale per fascio (mg);
- la biomassa media del tessuto bruno totale per fascio (mg).

Integrando i dati strutturali (densità) con quelli morfometrici (superficie fogliare media e biomassa fogliare media), sono stati calcolati alcuni indici sintetici della prateria: l'Indice di Superficie Fogliare (Leaf Area Index, L.A.I. m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>) e l'Indice di Biomassa Fogliare (Leaf Standing Crop, L.S.C. mg/m<sup>2</sup>).

### **3.3.5 Trattamento statistico dei dati**

Tutti i dati di produzione della pianta ottenuti dall'applicazione della tecnica lepidocronologica sono stati riportati su fogli elettronici di lavoro Excel. Per ogni descrittore ricavato dalla tecnica di retrodatazione sono stati calcolati: media annuale, media pluriennale, media ponderata, errore standard e coefficiente di variazione (CV = deviazione standard/media).

Allo scopo di evidenziare la differenza tra la stazione superficiale e profonda sono stati confrontati solo i dati morfometrici raccolti nei due *stand* dell'evento impattante (mareggiata di Dicembre 1999). In particolare essendo che a partire

dalla primavera si ha un ritardo di circa due mesi nella dinamica di crescita tra piante superficiali e profonde legato alle variazioni del gradiente termico e luminoso (Mazzella e Buia, 1989; Buia *et al.*, 1992) si è scelto di confrontare i dati morfometrici ottenuti nel mese di Maggio 1999 nella stazione superficiale con quelli di Luglio 1999 della stazione profonda.

Per la prateria dei Maronti vengono riportati i valori delle variabili morfometriche relative a tre anni di indagine (dicembre 2000, agosto 2001 e marzo)

Per valutare l'impatto della mareggiata sulla produzione (mg/anno, mm/anno, n. foglie/anno) della pianta sono stati confrontati i dati relativi all'intervallo di tempo 1996-2002. I dati sono stati analizzati mediante analisi della varianza, (ANOVA). In particolare è stata condotta l'analisi della varianza a due fattori (variabili predittive): sito, con due livelli (stazione superficiale e profonda) e anno, con 7 livelli (ciascuno degli anni compresi tra il 1996 e il 2002); variabili dipendenti sono state biomassa e allungamento del rizoma e numero di foglie per anno lepidocronologico, con 5 repliche indipendenti per ciascun anno.

Anche l'impatto del ripascimento, verificatosi nella prateria dei Maronti (Marzo 2002) è stato valutato confrontando i dati di produzione relativi all'intervallo di tempo 1996-2002. I dati sono stati analizzati mediante analisi della varianza (ANOVA). In particolare è stata condotta l'analisi a un fattore: anno con 7 livelli; variabili dipendenti sono state biomassa e allungamento del rizoma e numero di foglie per anno lepidocronologico, con 10 repliche indipendenti per ciascun anno.

Nel caso di differenze significative nell'ANOVA, al fine di valutare le differenze tra i livelli, è stata effettuata la comparazione a posteriori, mediante il test "SNK".

Infine mediante il coefficiente di Correlazione sono state valutate la correlazione tra produzione e allungamento del rizoma; l'interazione tra le due variabili è stata evidenziata con la retta di regressione.

## 4. RISULTATI

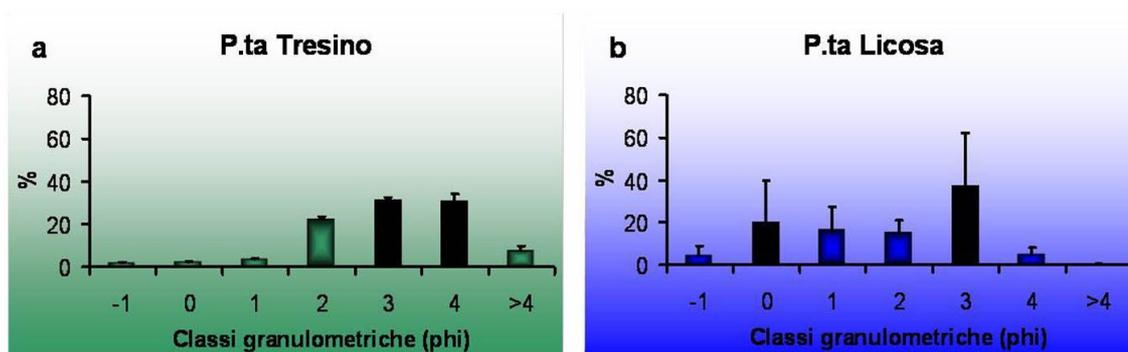
### 4.1 TEMPI DI CRESCITA DEL RIZOMA (OBIETTIVO I)

#### 4.1.1 Caratteristiche chimico-fisiche dei siti di studio Punta Tresino e Punta Licosa

In Tabella 4.1 vengono riportati i dati relativi alla trasparenza dell'acqua, alla temperatura dell'acqua a 25m di profondità e alla natura dei sedimenti nei siti di P.ta Tresino e P.ta Licosa. I dati, mediati sui cinque anni di campionamento (2002-2006), mostrano una maggiore trasparenza della colonna d'acqua e un più elevato contenuto in carbonati a P.ta Licosa; a P.ta Tresino si registra al contrario una componente più elevata (quasi il doppio) di materia organica e un maggior contenuto di fango (classe 4) nella composizione sedimentaria (Fig. 4.1). Si evidenzia la presenza di sabbie molto grossolane (classe 0) e grossolane (classe 1) a P.ta Licosa. Non si rilevano differenze nei valori medi di temperatura dell'acqua.

**Tab. 4.1** Trasparenza e temperatura dell'acqua a -25m e percentuali di materia organica e carbonati nei sedimenti (media  $\pm$  errore standard).

	P.ta Tresino	P.ta Licosa
Trasparenza dell'acqua (profondità m)	11,44 $\pm$ 5,12	14,19 $\pm$ 2,75
Temperatura dell'acqua (°C)	14,33 $\pm$ 1,74	14,50 $\pm$ 1,78
Materia organica (%)	8,7 $\pm$ 0,3	3,7 $\pm$ 0,3
Carbonati (%)	36,4 $\pm$ 1	87,5 $\pm$ 5,7



**Fig. 4.1** Classi granulometriche (phi) nelle due stazioni di P.ta Tresino (a) e P.ta Licosa (b).

#### 4.1.2 Caratteristiche strutturali delle praterie

Il limite inferiore in entrambe le praterie si spinge oltre la batimetrica dei 30m; tuttavia la profondità è maggiore a P.ta Licosa (-35m) rispetto a P.ta Tresino (-31m) (Tab. 4.2). In entrambe le stazioni si è osservata una certa variabilità nella tipologia del limite profondo con prevalenza del tipo erosivo e progressivo a P.ta Licosa, con una *matte* esposta, e del tipo netto e regressivo a P.ta Tresino, con prevalenza di *matte* morta. La copertura seppure di poco è maggiore a P.ta Licosa (60%) rispetto a P.ta Tresino (50%); non è mai stato riscontrato in nessuna prateria e in nessun anno di campionamento lo scalzamento dei fasci. Infine, la percentuale di rizomi plagiotropi è più alta a P.ta Licosa (50%) che a P.ta Tresino (40%).

**Tab. 4.2** Caratteristiche strutturali delle due praterie.

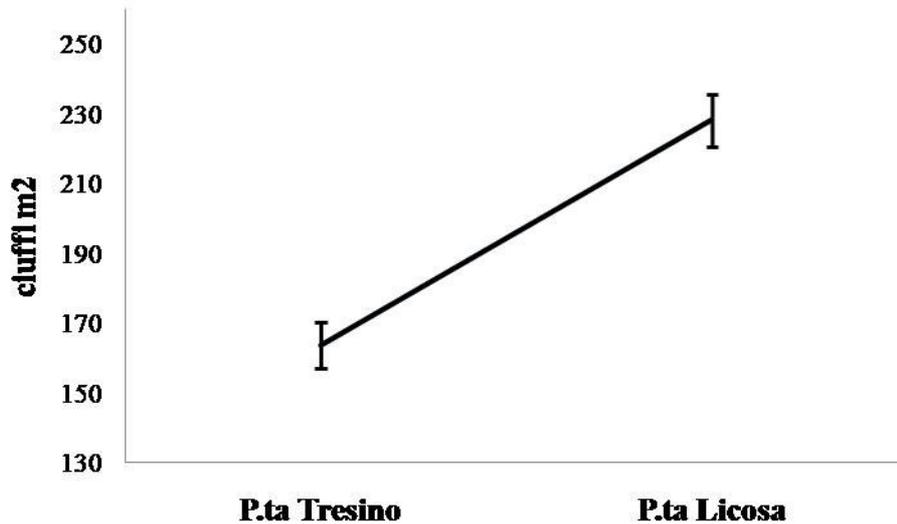


<b>Profondità del limite inferiore</b>	-31m	-35 m
<b>Tipologia di limite inferiore</b>	regressivo/netto	erosivo/progressivo
<b>Matte</b>	morta	esposta
<b>Copertura</b>	50%	60%
<b>Scalzamento</b>	0%	0%
<b>Rizomi plagiotropi</b>	40%	50%

I parametri strutturali riportati in Tabella 4.2 sono rimasti pressoché invariati durante i cinque anni di studio: lievi variazioni si sono riscontrate nella percentuale dei rizomi plagiotropi nella prateria di P.ta Tresino (incremento del 5% per l'anno 2002). L'ultimo anno di campionamento (2006) sono state riscontrate progressioni sul limite inferiore in entrambe le praterie, in corrispondenza di 5 *balise* a P.ta Licosa e di 2 a P.ta Tresino.

La rappresentazione grafica della densità dei fasci per metro quadrato, riscontrata mediamente negli anni di campionamento 2002, 2003, 2004, 2005,

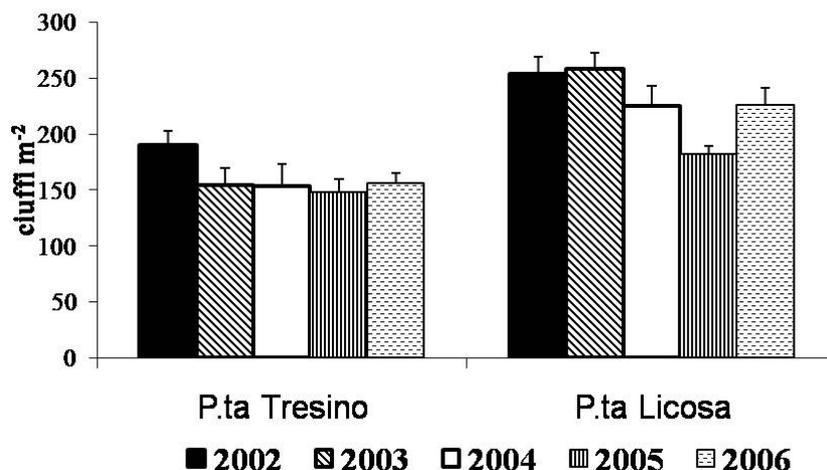
2006 è riportata in Figura 4.2. I valori medi di densità sono maggiori nella prateria di P.ta Licosa ( $228,1 \pm 7,48$  ciuffi/m<sup>2</sup>), rispetto a quelli registrati per P.ta Tresino ( $163,6 \pm 6,57$  ciuffi/m<sup>2</sup>).



**Fig. 4.2** Numero medio di ciuffi al m<sup>2</sup> nell'arco temporale studiato.

In base alla classificazione proposta da Giraud (1977), entrambe le praterie sono classificate come 'praterie molto rade'. Questa classificazione non tiene conto della elevata profondità di impianto delle due praterie e restituisce quindi una caratterizzazione strutturale ben al di sotto della situazione reale. Si è proceduto quindi ad inserire i dati di densità nella classificazione proposta da Buia *et al.* (2004) che mostra infatti come entrambe le praterie rientrano nella 'classe a densità normale'. I risultati attestano in definitiva uno stato ecologico conforme alla profondità di impianto.

Analizzando gli andamenti temporali nei singoli anni di campionamento, si osserva una maggiore omogeneità nel prato di P. ta Tresino in cui, fatta eccezione per l'anno 2002 che registra valori di densità più elevata, negli anni successivi questo parametro rimane pressoché invariato (Fig. 4.3).



**Fig. 4.3** Andamento temporale dei valori medi di densità nei cinque anni di studio e nelle due praterie.

L'ANOVA effettuata sui dati di densità evidenzia differenze significative sia tra le due praterie che tra gli anni di campionamento; in particolare le differenze tra gli anni sono imputabili al valore minimo di densità registrato nel 2005 a P.ta Licosa. Non si registra nessuna differenza nell'interazione sito\*anno (Tab. 4.3).

**Tab. 4.3** Two way ANOVA per la densità (n.s. non significativo).

	Df	MS	F	P
Sito	1	112132	52,700	<b>0,000</b>
Anno	4	9433	4,433	<b>0,0025</b>
sito*anno	4	2639	1,240	n.s.
Errore	90	2128		

#### 4.1.3 Parametri morfometrici della pianta

In Tabella 4.4 vengono riportati i parametri morfometrici e il valore degli indici sintetici (LAI m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup> e LSC mg/m<sup>2</sup>) ottenuti cumulando i dati dei cinque anni di campionamento in ciascuna prateria. Una prima analisi dei dati mette in evidenza che i parametri presi in considerazione hanno tutti valori più alti a P.ta Licosa rispetto a P.ta Tresino.

**Tab. 4.4** Parametri morfometrici e indici sintetici nelle due praterie  
(media  $\pm$  errore standard).

<b>2002-2006</b>	<b>P.ta Tresino</b>	<b>P.ta Licosa</b>
numero di foglie/fascio	5,6 $\pm$ 0,08	5,9 $\pm$ 0,08
lunghezza foglie/fascio (cm)	19 $\pm$ 0,5	22,9 $\pm$ 0,5
larghezza foglie/fascio (cm)	0,79 $\pm$ 0,01	0,82 $\pm$ 0,01
biomassa verde/fascio (mg)	292,46 $\pm$ 11,2	370,17 $\pm$ 13,9
L.A.I. (m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> )	1,4 $\pm$ 0,1	2,6 $\pm$ 0,1
L.S.C. (mg/m <sup>2</sup> )	47,8 $\pm$ 1,8	84,4 $\pm$ 3,2

L'andamento dei parametri morfometrici della pianta registrati nei singoli anni sono illustrati nella Figura 4.4.

Numero e larghezza delle foglie (Fig. 4.4 a,c) sembrano più omogenei nel tempo mentre la lunghezza e la biomassa (Fig.4.4 b,d) hanno andamento discendente dal 2002 (valore massimo) sino al 2006 (valore minimo). Le curve relative al numero delle foglie per fascio e quella della relativa larghezza hanno andamenti coincidenti con valori minimi nel 2004; al contrario, la lunghezza delle foglie e la loro biomassa registrano nello stesso anno i valori più alti (Fig.4.4).

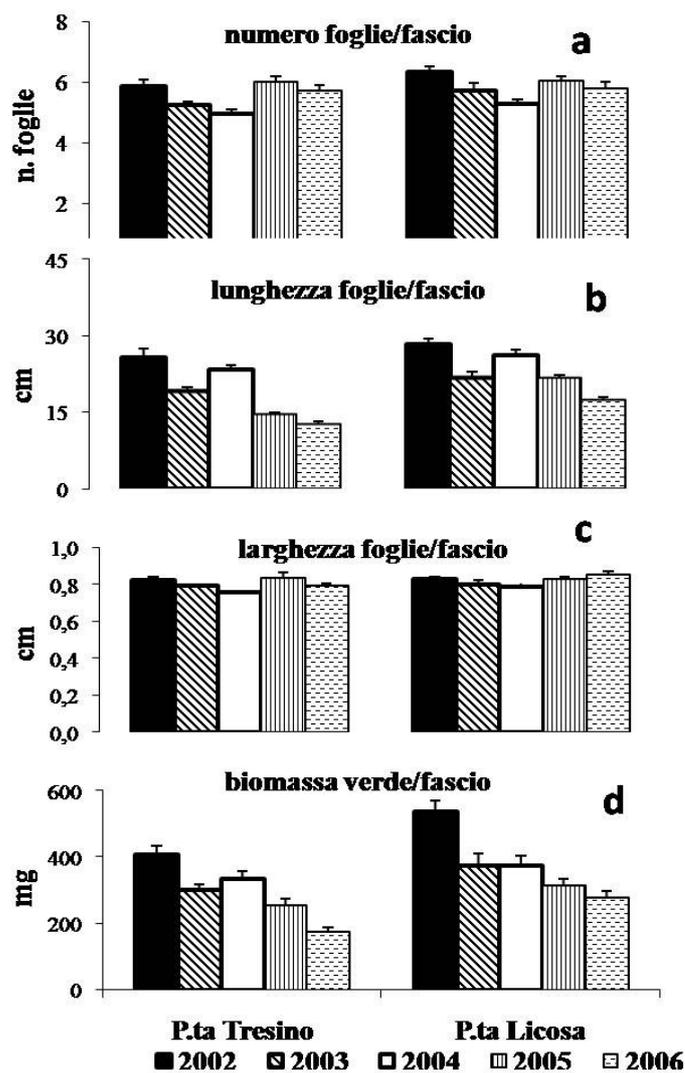


Fig. 4.4 Andamenti dei parametri morfometrici nei singoli anni.

L'ANOVA mette in risalto differenze significative tra i siti per tutte le variabili morfometriche ad eccezione della larghezza delle foglie (Tab. 4.5).

Tab. 4.5 Two way ANOVA per le variabili morfometriche (n.s. non significativo).

Df	Numero foglie			Larghezza lamina			Lunghezza lamina			Biomassa verde			
	MS	F	p-level	MS	F	p-level	MS	F	p-level	MS	F	p-level	
Sito	1	5,69	6,42	<b>0,01</b>	0,03	4,01	n.s.	1094,13	41,02	<b>0,00</b>	455632,13	28,37	<b>0,01</b>
Anno	4	10,11	11,40	<b>0,00</b>	0,04	4,72	<b>0,00</b>	1465,20	54,93	<b>0,00</b>	510618,3	31,80	<b>0,00</b>
sito*anno	4	0,62	0,69	n.s.	0,01	1,25	n.s.	46,35	1,74	n.s.	20493,458	1,28	n.s.
Errore	284	0,89			0,01			26,67			16058,883		

In particolare il numero di foglie/fascio mostra valori significativamente alti negli anni 2002 e 2005 rispetto a quelli del 2003 e 2004, in cui si registrano valori minimi (Fig. 4.4 a). La lunghezza media della lamina fogliare registra valori significativamente differenti tra tutti gli anni di campionamento: in particolare il 2002 e il 2004 hanno valori più alti del 2003, 2005 e 2006 (Fig. 4.4 b). La larghezza della lamina fogliare ha valori significativamente bassi nel 2004 rispetto agli altri anni (Fig. 4.4 c). Infine la biomassa verde si differenzia nel 2002 con i valori più alti e nel 2006 con valori più bassi rispetto a tutti gli altri anni di studio (Fig. 4.4 d).

Per quanto riguarda l'interazione sito\*anno non si riscontrano differenze significative per nessuna delle variabili morfometriche (Tab. 4.5). Tuttavia si può osservare una certa variabilità nell'arco temporale indagato e in entrambe le praterie, sia nella lunghezza della lamina (Fig. 4.5 b) sia nella biomassa (Fig. 4.5 d).

#### 4.1.4 Produzione della pianta

La tecnica lepidocronologica ha consentito di retrodatare la produzione della pianta per intervalli di tempo variabili: da un minimo di 12 anni (1988-2002 a P.ta Tresino, 1990-2002 a P.ta Licosa) a un massimo di 18 (1988-2006 a P.ta Licosa). In Tabella 4.6 vengono specificati gli intervalli lepidocronologici individuati nei diversi anni di campionamento e nelle due praterie.

**Tab. 4.6** Intervalli di tempo delle stime di produzione nei diversi anni di campionamento e nelle due praterie.

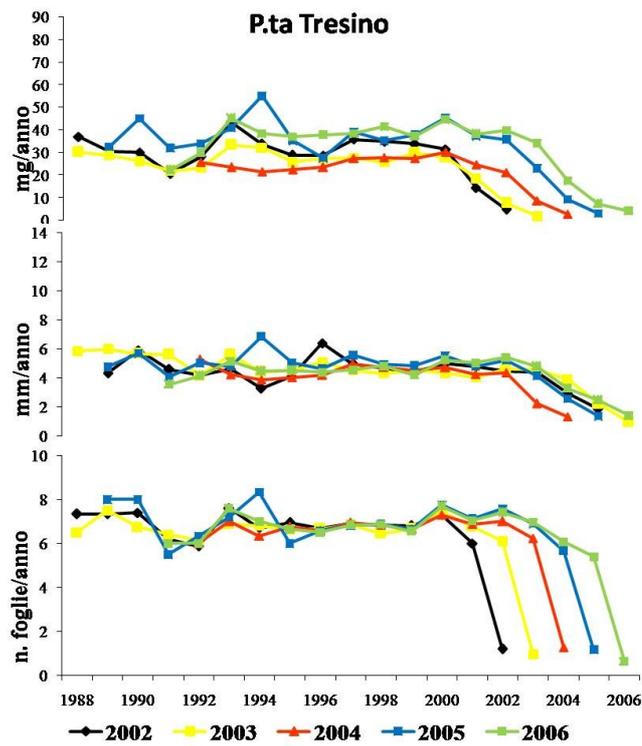
<u>anno di campionamento</u>	<u>P.ta Tresino</u>	<u>P.ta Licosa</u>
2002	1988-2002	1990-2002
2003	1988-2002	1990-2003
2004	1992-2004	1988-2004
2005	1989-2005	1988-2005
2006	1991-2006	1988-2006

Nelle Fig. 4.5 e 4.6 vengono rappresentati graficamente gli andamenti di produzione rispettivamente di P.ta Tresino e P.ta Licosa ottenuti analizzando tutti i campioni raccolti nei rispettivi cinque anni.

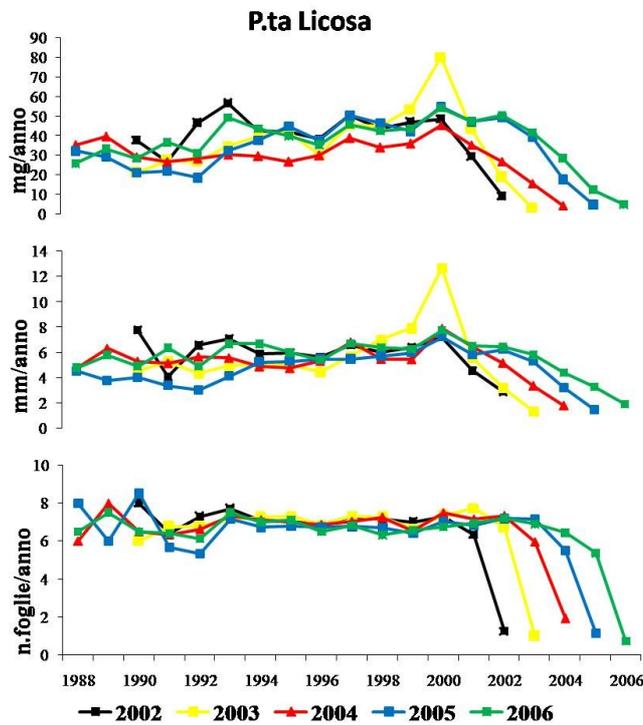
Per la prateria di P.ta Tresino (Fig. 4.5) gli andamenti di produzione dimostrano un certo grado di variabilità nei valori ottenuti per gli stessi anni lepidocronologici. In particolare, per quanto riguarda l'incremento ponderale, i campioni raccolti nel 2004 e nel 2005 restituiscono tassi di produzione, rispettivamente più bassi e più alti, rispetto a quelli desunti dai campioni del 2002, 2003 e 2006. Per le altre variabili di produzione (allungamento e numero di foglie), i valori raggiunti per gli stessi anni lepidocronologici sono pressochè coincidenti.

I *trend* ottenuti per P.ta Licosa (Fig. 4.6) sembrano più omogenei, con anni di massimi e di minimi generalmente coincidenti. Tutti i campioni, con particolare quelli raccolti nella campagna 2003, registrano un picco nell'anno lepidocronologico 2000.

Si nota come in entrambe le praterie tutti i parametri di produzione (soprattutto quella fogliare) raggiungono valori decisamente più bassi negli anni più vicini all'anno di campionamento (Fig. 4.5 e 4.6).

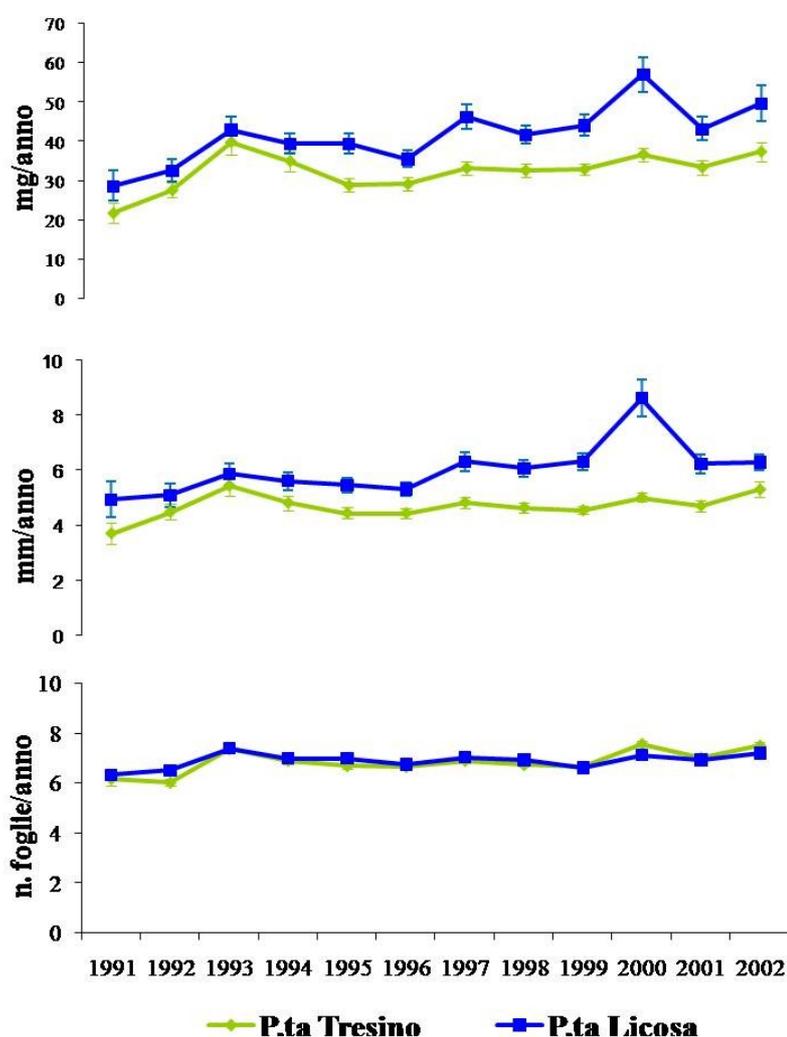


**Fig. 4.5** Andamento dei tassi di produzione (mg/anno, mm/anno e numero di foglie/anno) per la prateria di P.ta Tresino in cinque anni successivi (2002-2006).

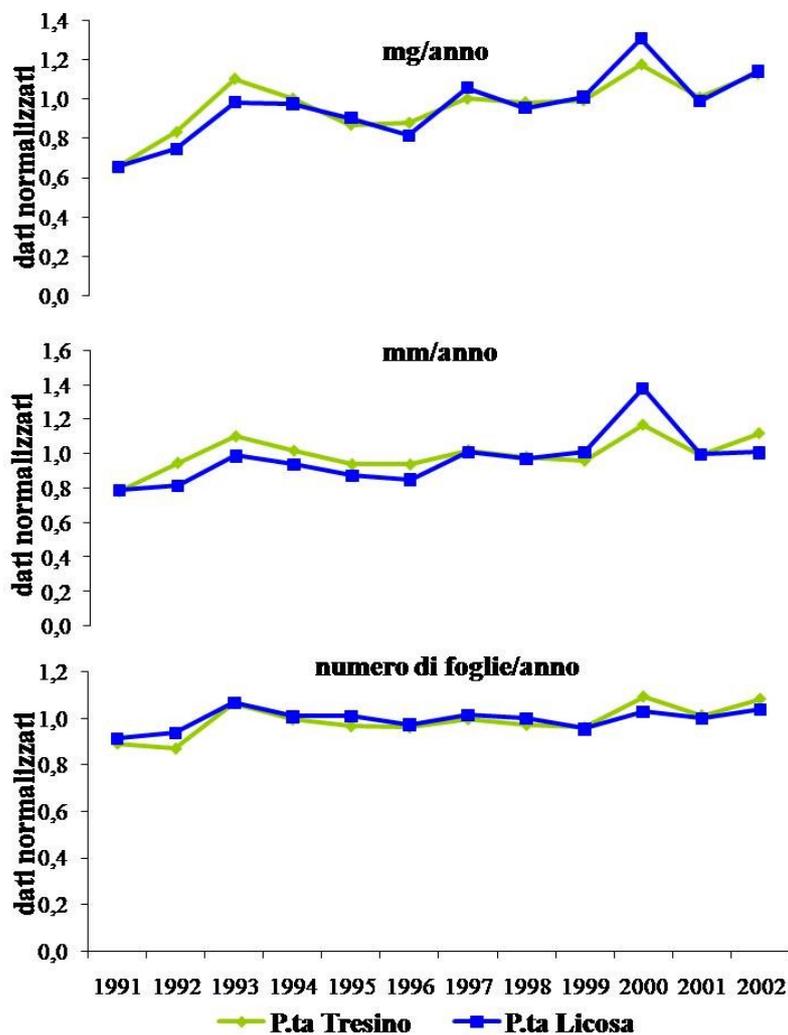


**Fig. 4.6** Andamento dei tassi di produzione (mg/anno, mm/anno e numero di foglie/anno) per la prateria di P.ta Licosa in cinque anni successivi (2002-2006).

Nella Figura 4.7 vengono riportati gli andamenti di produzione per l'arco temporale lepidocronologico 1991-2002, senza mantenere la distinzione tra gli anni di campionamento ma cumulando i dati ottenuti nelle cinque campagne di studio. In questo modo è stato possibile calcolare la media di produzione annua su un numero più alto di repliche (minimo 16). Gli andamenti ottenuti sembrano indicare differenze quantitative tra i due siti (Fig. 4.8), ma non differenze qualitative come dimostrano le curve ottenute normalizzando i dati (Fig. 4.9).



**Fig. 4.7** Andamento dei tassi di produzione (mg/anno, mm/anno e numero di foglie anno) nelle due praterie per l'intervallo di tempo 1991-2002.



**Fig. 4.8** Trend di produzione (dati normalizzati) per l'intervallo di tempo 1991-2002.

Per testare statisticamente le differenze osservate sui dati totali, è stata disegnata una nuova matrice di dati, in cui ogni anno lepidocronologico è stato rappresentato dallo stesso numero di repliche. Le Figure 4.9, 4.10 e 4.11 illustrano i nuovi andamenti ottenuti.

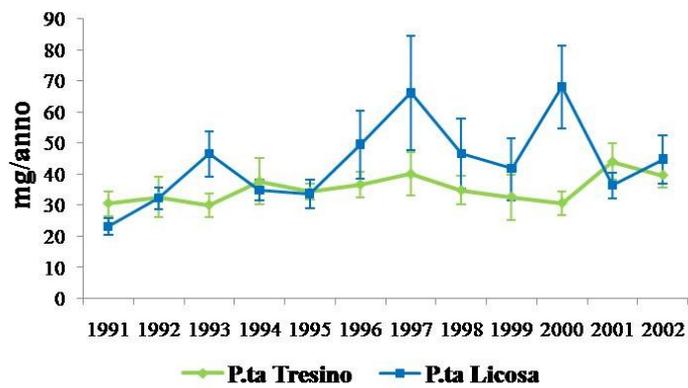


Fig. 4.9 Tassi di produzione in mg/anno nell'arco temporale 1991-2002 a P.ta Tresino e P.ta Licosa.

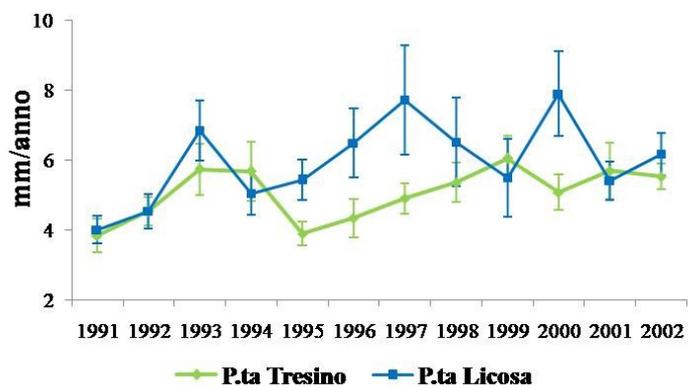


Fig. 4.10 Tassi di produzione in mm/anno nell'arco temporale 1991-2002 a P.ta Tresino e a P.ta Licosa.

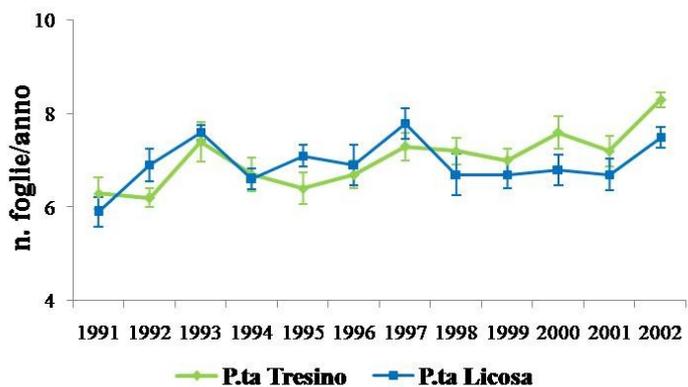


Fig. 4.11 Tassi di produzione in n. foglie/anno nell'arco temporale 1991-2002 a P.ta Tresino e a P.ta Licosa.

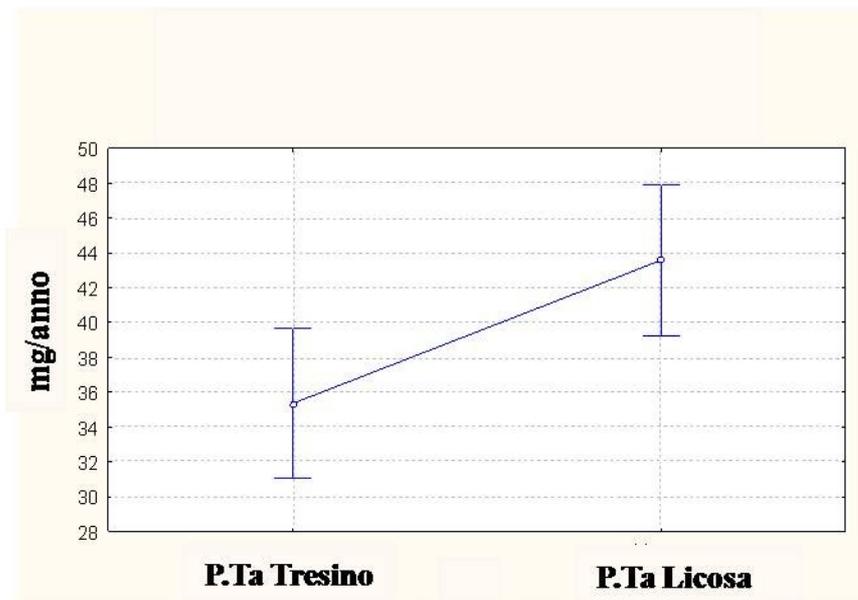
Le differenze di produzione riscontrate nell'intervallo di tempo 1991-2002 tra i due siti e tra gli anni sono emerse dall'analisi della varianza a due fattori (ANOVA), i cui risultati sono riportati in Tabella 4.7.

**Tab. 4.7** Two way ANOVA per la produzione dal 1991-2002 (n.s. non significativo).

	mg/anno				mm/anno			numero foglie/anno		
	df	MS	F	P	MS	F	p	MS	F	p
<b>sito</b>	1	4070	7,064	<b>0,008455</b>	49,73	8,384	<b>0,004173</b>	0,5	0,51	0,475259
<b>anno</b>	11	1024	1,778	n.s.	12,31	2,076	0,023213	4,84	4,91	<b>0,000001</b>
<b>sito*anno</b>	11	935,7	1,624	n.s.	7,557	1,274	n.s.	1,48	1,5	n.s.
<b>Errore</b>	216	576,2			5,931			0,99		

L'analisi statistica ha confermato le differenze quantitative nei tassi di produzione delle due praterie.

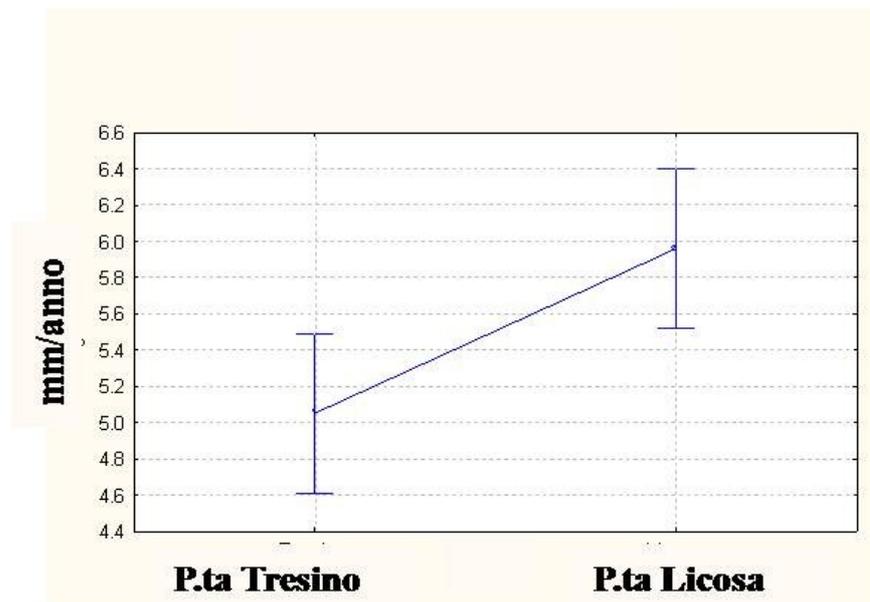
In particolare valori medi più elevati si registrano nella prateria di P.ta Licosa ( $43,6 \pm 2,8$  mg/anno) rispetto a quello di P.ta Tresino ( $35,3 \pm 1,5$  mg/anno) (Fig. 4.12). Nonostante si osservi un graduale aumento della produzione in mg/anno nell'intervallo considerato (1991-2002), non si registrano differenze significative né tra gli anni né nell'interazione sito\*anno (Tab. 4.7), anche a fronte di una più marcata variabilità interannuale nella prateria di P.ta Licosa (Fig. 4.9).



**Fig. 4.12** Valori medi della produzione (mg/anno) in ciascuna delle due praterie ricavati da dati cumulati per il periodo 1991-2002.

Differenze significative tra i siti si riscontrano anche per i risultati relativi alla produzione in termini di allungamento: valori medi più elevati nella prateria di P.ta Licosa ( $6,0 \pm 0,2$  mm/anno) rispetto a quella di P.ta Tresino ( $5,1 \pm 0,17$  mm/anno) (Fig. 4.13). Sono evidenti anche differenze in relazione alla dinamica temporale dell'allungamento del rizoma, con valori medi più elevati nel 2000

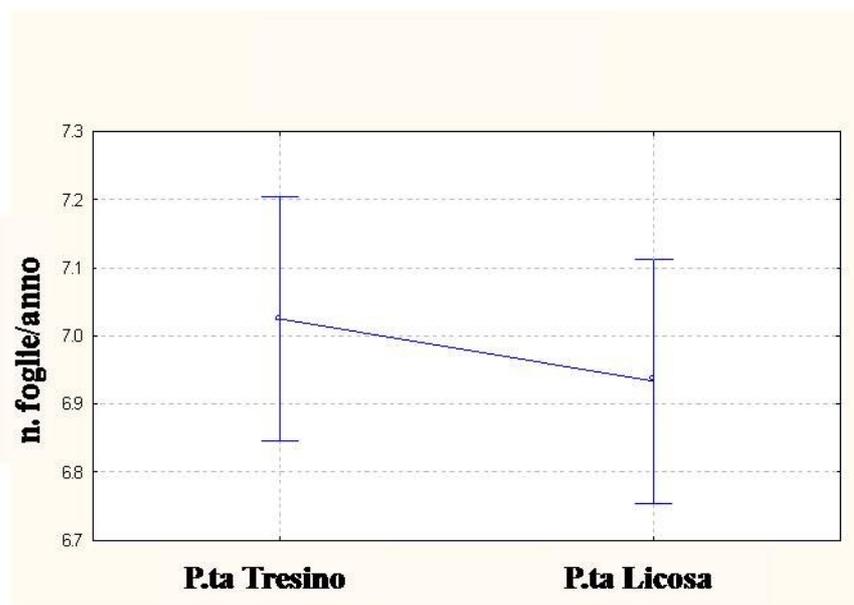
rispetto al 1991, anno con produzione più bassa dell'intero arco temporale considerato (Fig. 4.10).



**Fig. 4.13** Valori medi della produzione (mm/anno) in ciascuna delle due praterie ricavati da dati cumulati per il periodo 1991-2002.

Nessuna differenza è stata riscontrata invece nell'interazione sito\*anno (Tab. 4.7) sebbene anche per i tassi di allungamento la prateria di P.ta Licosa mostri una maggiore variabilità interannuale (Fig. 4.10).

Infine, la produzione fogliare media per anno non differisce tra le due praterie, con valori compresi tra  $6,9 \pm 0,1$  foglie/anno a P.ta Tresino e  $7,03 \pm 0,1$  foglie/anno a P.ta Licosa (Fig. 4.14).



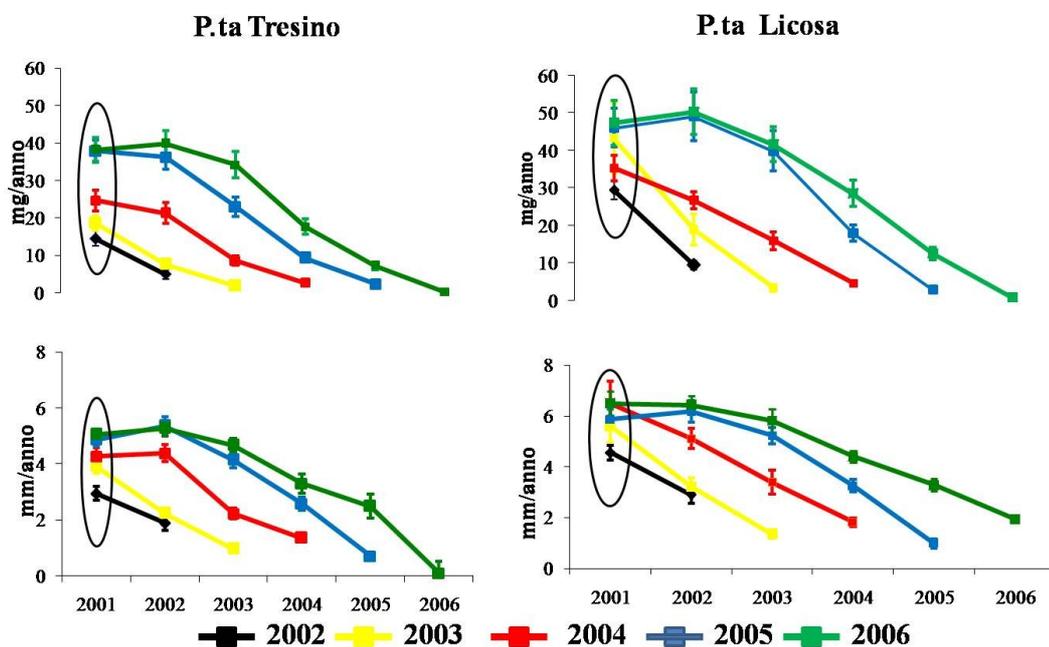
**Fig. 4.14** Valori medi della produzione (n. foglie/anno) in ciascuna delle due praterie ricavati da dati cumulati per il periodo 1991-2002.

Differenze significative si riscontrano tra gli anni (Tab. 4.7). In particolare il numero di foglie è maggiore nel 1993, 1997, 2000 e 2002 rispetto al 1991; nel 1997 e nel 2002 rispetto al 1992; nel 2002 rispetto al 1994, 1995, 1996, 1998, 1999 e 2001. Per quanto riguarda l'interazione sito\*anno non emerge nessuna differenza significativa, tuttavia nel grafico (Fig. 4.11) si osserva una certa variabilità interannuale del numero di foglie tra le due praterie fino al 1997, per poi trovare una prevalenza costante a P.ta Tresino negli anni successivi.

#### 4.1.5 Tempi di crescita del rizoma

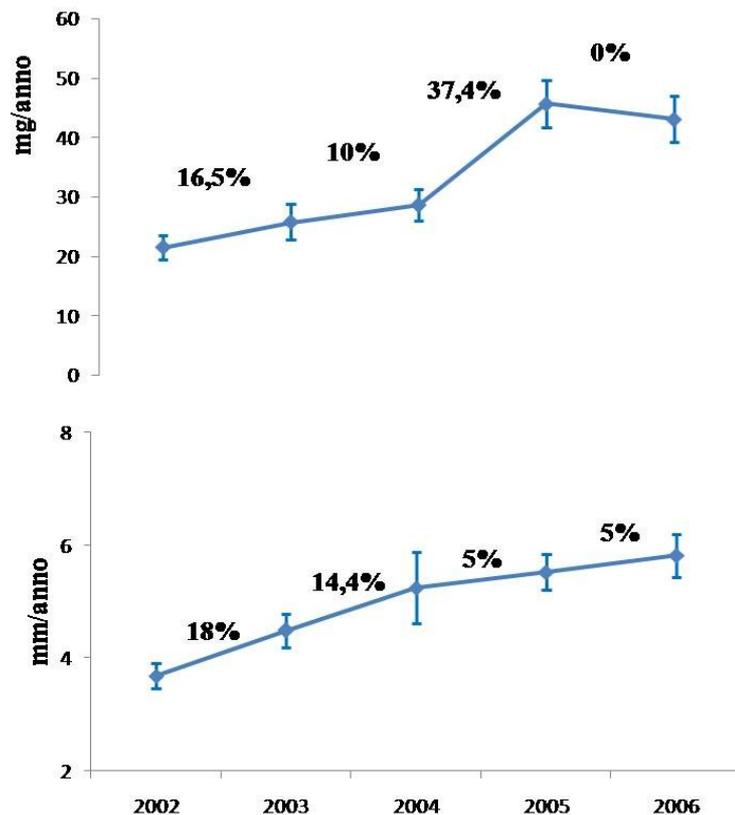
Osservando le stime di produzione ricavate dall'utilizzo della tecnica lepidocronologica in cinque anni successivi, in entrambe le praterie si nota che gli anni più vicini all'anno di campionamento sono quelli a più bassa produzione (vedi Fig. 4.5 e 4.6). Si è quindi proceduto ad analizzare le variazioni quantitative dei tassi di produzione del solo anno lepidocronologico 2001 in campioni raccolti in cinque campagne successive (2002, 2003, 2004, 2005 e 2006).

Come si evince dai grafici in Figura 4.15, i valori di produzione dell'anno lepidocronologico 2001 aumentano dal primo (2002) all'ultimo anno (2006) di campionamento, sia a P.ta Tresino sia a P.ta Licosa, sia per la biomassa (rispettivamente da  $14,07 \pm 1,8$  mg/anno a  $38,12 \pm 3,4$  mg/anno; da  $29,05 \pm 2,5$  mg/anno a  $47,3 \pm 5,8$  mg/anno) che per l'allungamento (da  $2,9 \pm 1,2$  mm/anno a  $5,06 \pm 0,4$  mm/anno; da  $4,6 \pm 0,3$  mm/anno a  $6,5 \pm 0,5$  mm/anno). Tale tendenza si nota anche per gli anni lepidocronologici 2002, 2003, 2004 e 2005 (Fig. 4.15), di cui comunque, non disponendo di una serie temporale così lunga, essendo il 2006 l'ultimo anno di campionamento, non sono stati oggetto di analisi.



**Fig. 4.15** Andamento della produzione (mg/anno, mm/anno) dal 2001 al 2006, stimata in cinque anni consecutivi (2002-2006) nelle due praterie P.ta Tresino e P.ta Licosa. Con l'ovale nero viene evidenziato in particolare l'anno lepidocronologico 2001.

La progressione della crescita relativa all'anno lepidocronologico 2001 stimata negli anni 2002, 2003, 2004, 2005 e 2006 è riportata nella Fig. 4.16. I dati delle due praterie sono stati cumulati allo scopo di evidenziare un andamento generale per praterie localizzate oltre la batimetrica dei 30m.



**Fig. 4.16** Curva di crescita dei rizomi datati 2001 nell'arco temporale 2002-2006 e loro incremento percentuale in anni successivi.

Si nota come nel tempo l'incremento di crescita dei rizomi registri differenze percentuali maggiori in termini di biomassa annua prodotta, con variazioni massime del 37% nel passaggio dall'anno 2004 al 2005, cioè al passaggio tra il terzo ed il quarto anno, assestandosi nell'anno successivo (Fig. 4.16). In altre parole, tra il primo e il quarto anno, la biomassa prodotta è raddoppiata. Diversamente, l'allungamento del rizoma sembra concludersi già nel secondo/terzo anno, non raggiungendo comunque mai in termini percentuali i valori della biomassa (Fig. 4.16).

Per validare gli incrementi di crescita osservati, è stata effettuata l'ANOVA a un fattore (anno), confrontando i tassi di produzione dell'anno lepidocronologico 2001 valutato nei diversi anni di campionamento: 2002, 2003, 2004, 2005 e 2006. I dati sono stati trasformati in ranghi e l'omogeneità della varianza, testata con il Cochran C test, è stata raggiunta.

I risultati dell'ANOVA (Tab. 4.8) confermano l'ipotesi di partenza e mettono in risalto come il rizoma di *Posidonia oceanica* completi la sua crescita in tempi diversi in termini di incremento ponderale e di allungamento.

**Tab. 4.8** ANOVA a un fattore per la produzione del 2001 valutata nei diversi anni di campionamento 2002, 2003, 2004, 2005 e 2006.

	<b>mg/anno</b>				<b>mm/anno</b>			
	<b>Df</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>Df</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>Intercetta</b>	1	3370265	869,93	0,0000	1	3385127	793,26	0,0000
<b>Anno</b>	4	55179	14,24	<b>0,0000</b>	4	32277	7,56	<b>0,0000</b>
<b>Errore</b>	233	3874			233	4267		

Il test SNK a posteriori (Tab. 4.9) conferma come il processo di incremento ponderale della pianta sia lento e integrato nel tempo, raggiungendo il suo valore finale soltanto dopo il quarto anno. I risultati confermano altresì come l'allungamento sia invece un processo più veloce, che si completa già il secondo anno, pur continuando ad avere piccole variazioni che non ne modificano sostanzialmente il valore finale.

**Tab. 4.9** Newman-Keuls test applicato sui dati di incremento ponderale e allungamento dei rizomi dell'anno lepidocronologico 2001 per valutarne la continua crescita negli anni successivi. (MS=3874.3, df=233 e MS=4267,4, df=233, rispettivamente per mg/anno e mm/anno)

<b>mg/anno</b>				
<b>Anno</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>
<b>2002</b>				
<b>2003</b>	0,424408			
<b>2004</b>	0,099904	0,207364		
<b>2005</b>	<b>0,000017</b>	<b>0,00001</b>	<b>0,000375</b>	
<b>2006</b>	<b>0,000009</b>	<b>0,000054</b>	<b>0,001793</b>	0,472986

<b>mm/anno</b>				
<b>Anno</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>
<b>2002</b>				
<b>2003</b>	<b>0,04713</b>			
<b>2004</b>	<b>0,017239</b>	0,454131		
<b>2005</b>	<b>0,000051</b>	<b>0,033928</b>	0,081174	
<b>2006</b>	<b>0,000053</b>	<b>0,041556</b>	0,141774	0,884506

## 4.2 CICLO ENDOGENO (OBIETTIVO II)

La tecnica lepidocronologica, è stata applicata al fine di ottenere dati sulla produzione (mg/anno, mm/anno e numero di foglie/anno) di *Posidonia oceanica* per un intervallo complessivo di 30 anni (1972-2001) (Fig. 4.17 a,b,c). In questo arco temporale la produzione media in mg/anno è stata di  $75,09 \pm 9,88$  mg/anno con un basso CV=0,13, il minimo storico si registra nel 1972 con  $56,5 \pm 12$  mg/anno, il massimo nel 1998  $105 \pm 9,34$  mg/anno; parimenti l'allungamento medio è stato di  $7,6 \pm 1,3$  mm/anno e CV=0,17 con il minimo storico nel 1980 di  $6,31 \pm 4,3$  mm/anno e il massimo nel 1991 di  $10,8 \pm 0,9$  mm/anno; infine, il valore medio della produzione fogliare è stato di  $7,2 \pm 0,27$  foglie/anno con un CV=0,03 con un minimo nel 1973 di  $6,1 \pm 0,3$  foglie/anno e un massimo nel 1990 di  $8 \pm 0,2$  foglie/anno.

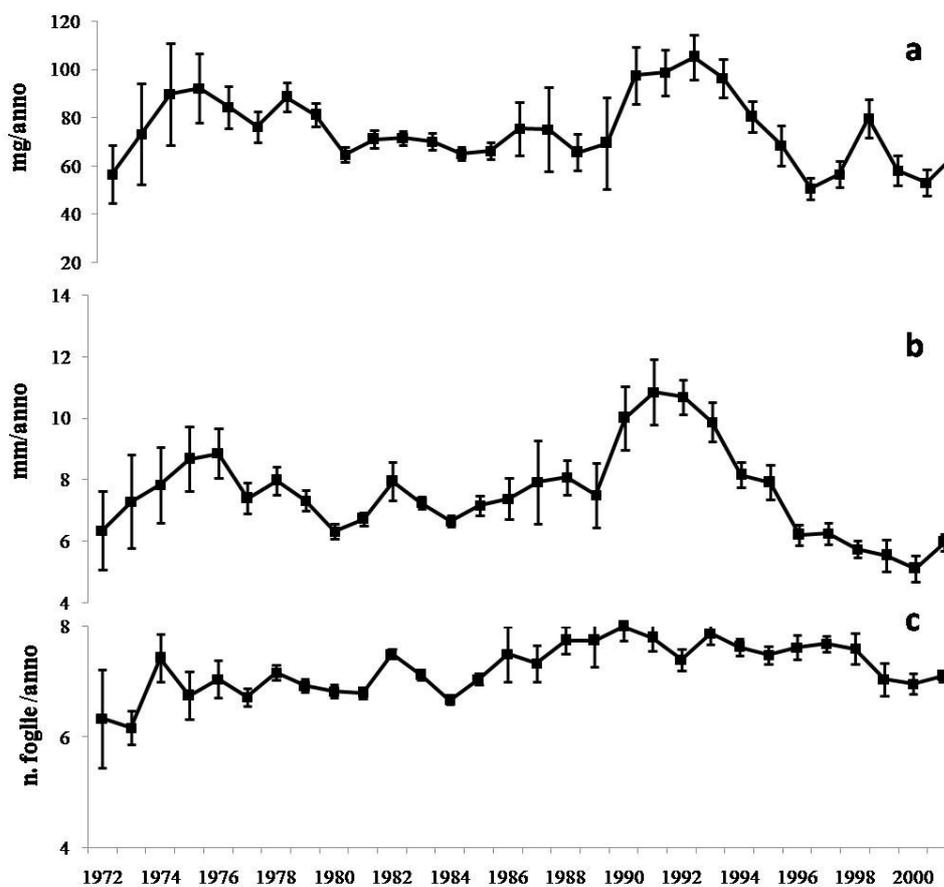
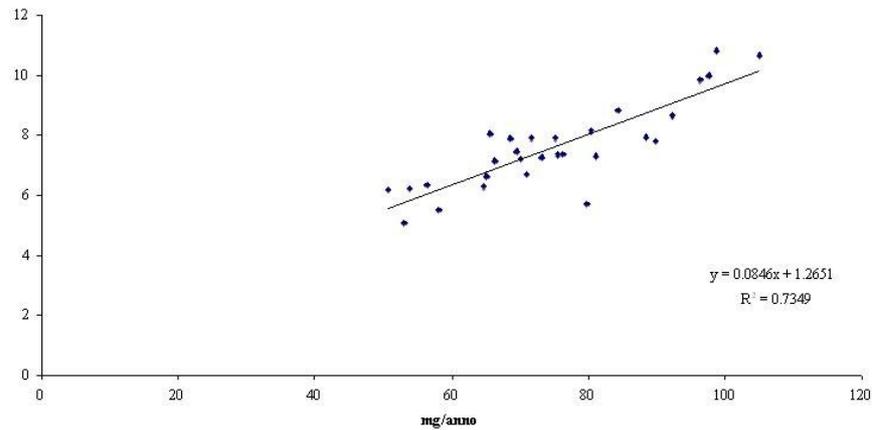
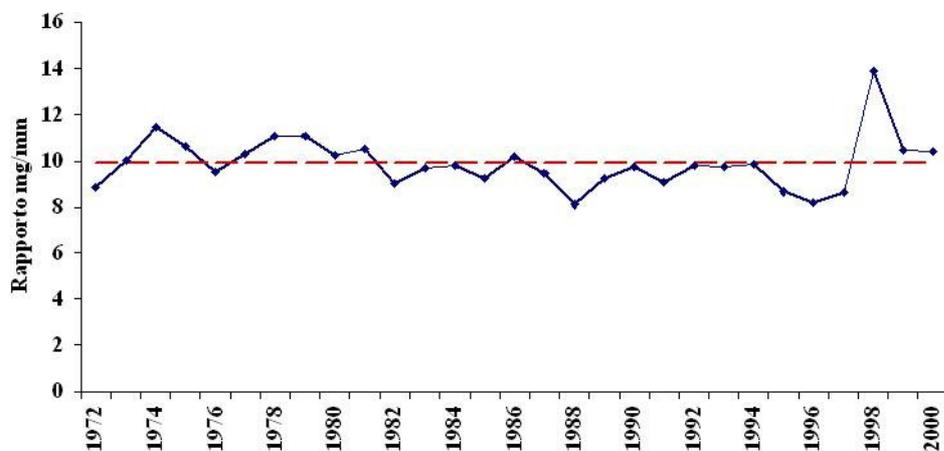


Fig. 4.17 Produzione (a) mg/anno, (b) mm/anno e (c) numero foglie/anno per l'intervallo 1972 – 2001.

In Fig 4.17 si osserva una discreta variabilità tra gli anni per la produzione in termini di mg/anno e di mm/anno mentre il numero di foglie mostra un andamento più stabile nel tempo. Tra i due parametri di crescita del rizoma si nota una significativa correlazione lineare (Fig. 4.18), caratterizzata da una generale costanza del rapporto di 10:1 (media= 9,98) tra il tasso in mg e quello in mm. La serie temporale di tale rapporto (Fig. 4.19) sembra caratterizzata da un periodo (73-81) in cui la biomassa prodotta annualmente è leggermente maggiore rispetto al tasso di allungamento; al contrario il rapporto sembra invertirsi nel periodo 82-97.



**Fig. 4.18** Interazione tra i valori di incremento ponderale (mg/anno) e allungamento (mm/anno) dei rizomi per il periodo 1972-2001.

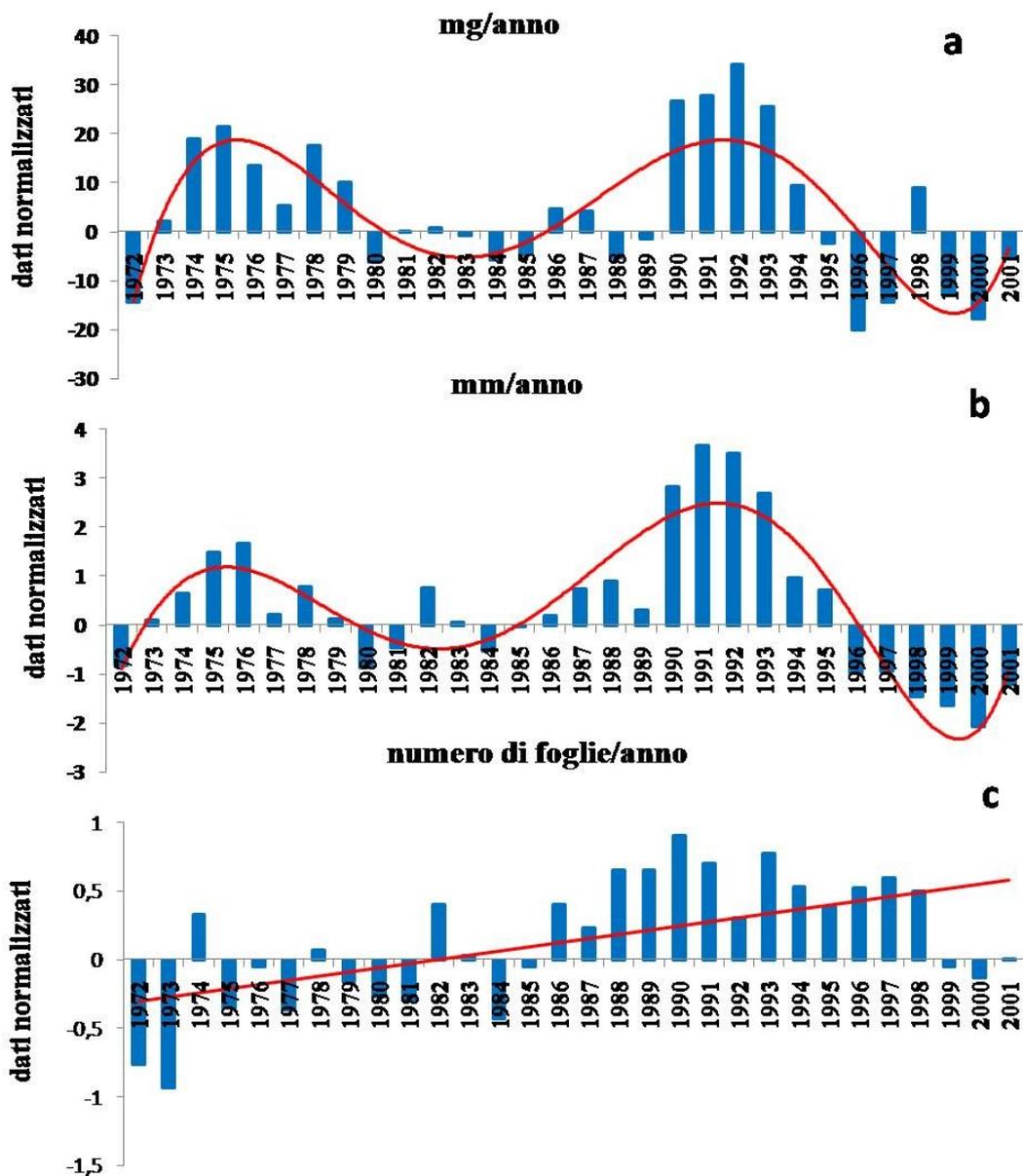


**Fig. 4.19** Andamento interannuale del rapporto tra incremento e allungamento del rizoma (la linea rossa indica il valore medio).

Allo scopo di confrontare i *trend* temporali riferiti alle tre variabili differenti con un'unità di misura comune, l'intero *set* di dati è stato normalizzato utilizzando lo scarto rispetto alla media ponderata. Come si può osservare nella figura (Fig. 4.20), la standardizzazione dei dati evidenzia il medesimo andamento per la biomassa e per l'allungamento per il periodo di tempo 1972-2001. In particolare si osserva che i due *trend* presentano intervalli di tempo ad alta produzione, alternati ad intervalli a bassa produzione, evidenziati in figura dalla linea di tendenza polinomiale; questa alternanza si ripete due volte (1972-1979: alta produzione, 1980-1985: bassa produzione, 1986-1995: alta produzione, 1996-2001: ancora bassa produzione).

In questi intervalli di tempo tuttavia si notano anche alcuni anni in cui la produzione si discosta dall'andamento generale che può essere tendente all'alta o alla bassa produzione. Il 1972 è un anno di bassa produzione sia per la biomassa che per l'allungamento in un intervallo di tempo in cui la tendenza è quella all'alta produzione (1972-1979) (Fig. 4.20 a e b); gli anni 1988 e 1989 sono anni di bassa produzione solo per la biomassa in un intervallo di tendenza alta (1986-1995). Il 1982 si registra un andamento diverso solo per l'allungamento (produzione più alta rispetto alla media del periodo) in un intervallo di tendenza bassa. Infine l'anno lepidocronologico 1998 è un anno di alta produzione solo per la biomassa in un intervallo di tempo la cui tendenza è quella alla bassa produzione.

Non emerge lo stesso tipo di andamento per il numero di foglie/anno: i valori di produzione hanno delle lievi oscillazioni rispetto alla media ponderata (7,09) con un minimo di  $6,2 \pm 0,3$  nel 1973 a un massimo di  $7,0 \pm 0,2$  nel 1993. L'andamento per il comparto fogliare è di tipo lineare (come evidenziato dalla linea di tendenza) con tendenza ad un aumento del numero di foglie/anno a partire dal 1985 (Fig.4.20 c).



**Fig. 4.20** Andamento della produzione dal 1972 al 2001: (a) mg/anno, (b) mm/anno e (c) numero di foglie/anno. Dati normalizzati (scarto rispetto la media ponderata). In rosso vengono evidenziate le linee di tendenza.

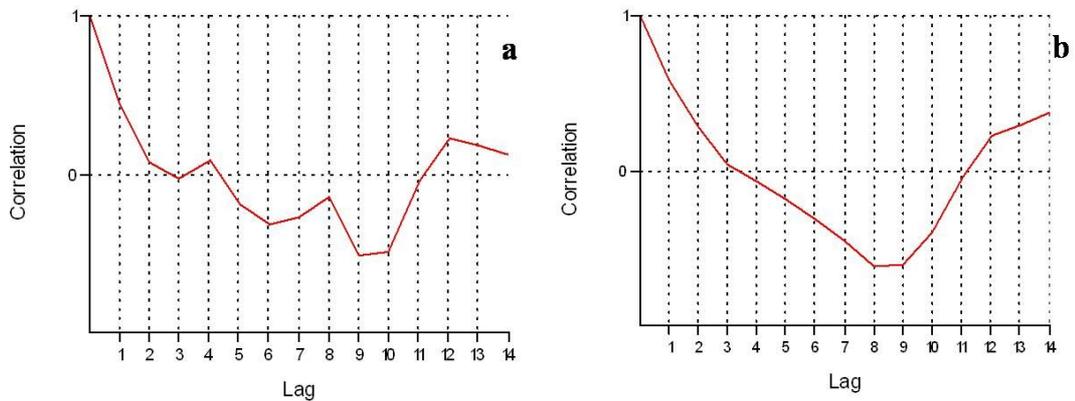
Per verificare la casualità della distribuzione dei dati è stato utilizzato il test dei *run*. L'applicazione del test è stata possibile solo dopo che le medie interannuali ottenute da tutto il *set* di dati per ciascuna variabile, sono state ricodificate attribuendo un valore pari a 0 o a 1, rispettivamente, se la media ottenuta era inferiore o superiore alla mediana (il test considera il numero di catene alterne di simboli uguali, o *run*). I risultati ottenuti dall'applicazione del *run* test dimostrano che le serie temporali non sono casuali per tutte e tre le

variabili considerate. In Tabella 4.10 sono riportati il numero di *runs*, i valori Z e i livelli di probabilità p per le tre variabili (biomassa, allungamento e numero di foglie: come si può notare, sono tutti significativi.

**Tab. 4.10** Numero di *runs*, valore di Z e p-level per le tre variabili analizzate mediante *run* test

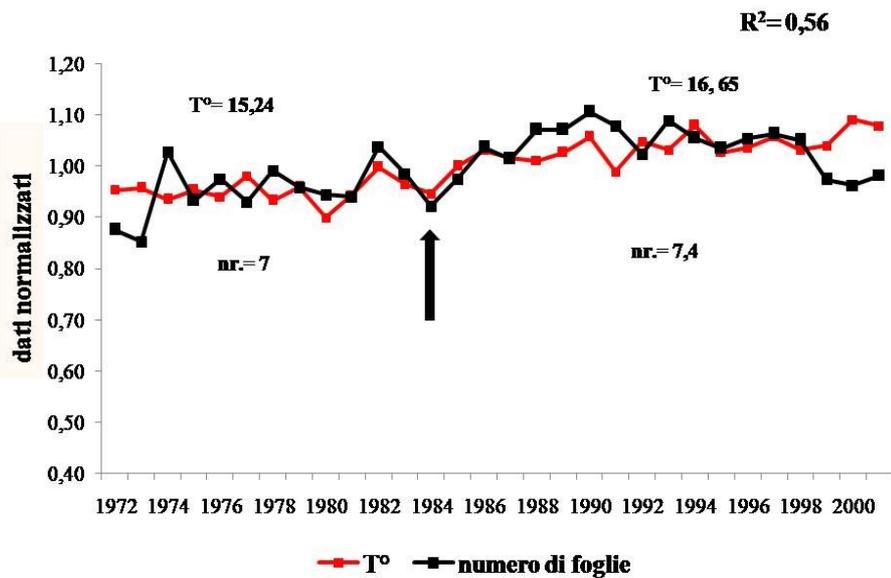
	<b>biomassa</b>	<b>allungamento</b>	<b>numero di foglie</b>
<i>Runs</i>	9	7	7
<i>Z</i>	2,601	3,335	3,345
<i>p-level</i>	0,009	0,0008	0,0008

Dopo aver confermato mediante il test dei *run* che la distribuzione dei dati non è casuale, è stato possibile valutare la sequenza dei dati con l'autocorrelazione per evidenziare se il segnale (anni ad alta produzione, alternati a quelli a bassa produzione) osservato per la biomassa e l'allungamento del rizoma fosse legato a *pattern* ciclici che si ripetono. In Fig 4.21 a, b viene evidenziata l'autocorrelazione per i dati di biomassa (a) e di allungamento (b). Dal grafico si evince che esiste un fenomeno ciclico la cui durata potrebbe essere di circa 24 anni, maggiormente evidente per la crescita in termini di allungamento: infatti l'alternanza tra gli anni ad alta produzione e quelli a bassa produzione si verifica circa ogni 8-9 anni (Fig. 4.20 a e b e 4.21 a e b). Tuttavia non si dispone ancora di una serie temporale sufficientemente lunga per valutare la ripetitività del fenomeno che per essere confermato avrebbe bisogno di almeno altri 12 anni.

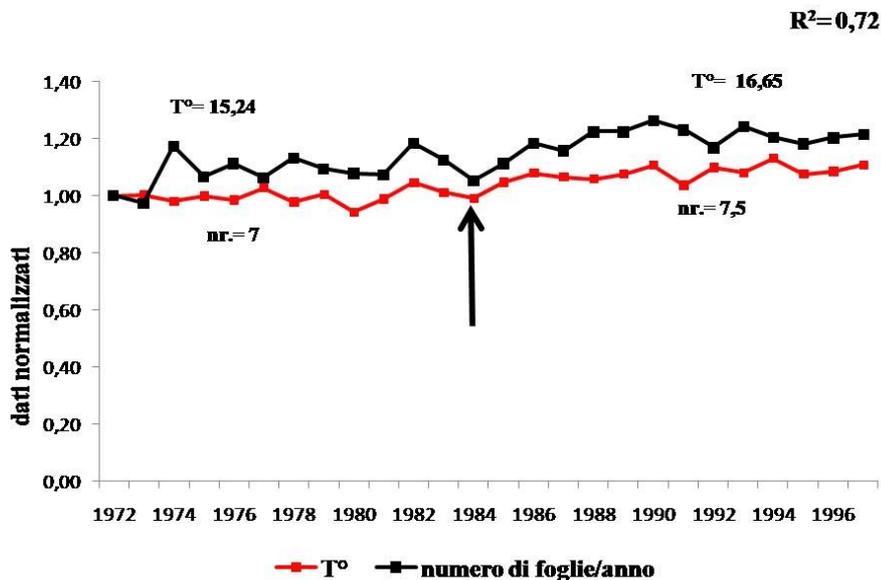


**Fig. 4.21** Autorcorrelazione per biomassa (a) e allungamento (b).

Allo scopo di valutare le possibili influenze climatiche sulla produzione della pianta l'andamento crescente di tipo lineare riscontrato per il numero di foglie/anno è stato correlato con la temperatura dell'aria della quale sono disponibili dati storici per il periodo 1972-2001 (<http://www.ilmeteo.it/portale/archivio-meteo/Napoli>). Le medie interannuali di produzione, ottenute dall'intero *set* di dati, e quelle di temperatura normalizzate rispetto al primo dato della serie mostrano correlazione positiva ( $R^2= 0,56$ ) (Fig. 4.22). Anche per la temperatura si osserva un andamento lineare nel tempo con un aumento in corrispondenza del 1985 identificato come anno di inversione termica (Astraldi *et al.*, 1995). Non si sono evidenziate correlazioni significative tra gli andamenti termici e la produzione del rizoma in termini di mg/anno e di mm/annui (rispettivamente  $R^2=0,02$  e  $R^2=0,001$ ).



**Fig. 4.22** Correlazione tra temperatura e numero di foglie/anno (dati normalizzati) per l'intervallo di tempo 1972-2001. La freccia nera indica l'anno di inversione termica 1985. Vengono inoltre riportate le medie di temperatura e di numero di foglie per gli intervalli di tempo prima e dopo il 1985.



**Fig. 4.23** Correlazione tra temperatura e numero di foglie/anno (dati normalizzati) per l'intervallo di tempo 1972-1997. La freccia nera si indica l'anno di inversione termica 1985. Vengono inoltre riportate le medie di temperatura e di numero di foglie per gli intervalli di tempo prima e dopo il 1985.

La correlazione tra temperatura e produzione fogliare aumenta notevolmente se l'intervallo di tempo preso in considerazione viene ridotto al 1972-1997 ( $R^2= 0,72$ ) (Fig. 4.23). Negli anni 1998-2001 infatti si osserva una

correlazione inversa tra temperatura e produzione fogliare: nonostante l'incremento termico, la produzione annuale delle foglie ha valori decrescenti.

La produzione fogliare stimata nel ridotto intervallo di tempo 1972-1984 e 1985-1997 è stata analizzata mediante ANOVA, al fine di valutare eventuali differenze tra i valori di 12 anni prima e 12 anni dopo l'inversione termica. L'analisi rivela un aumento di produzione fogliare significativo: in particolare, il numero medio di foglie (calcolato su repliche indipendenti) è di  $7 \pm 0,1$  per l'intervallo 1972-1984 e  $7,7 \pm 0,1$  per l'intervallo 1985-1997 (Tab. 11, Fig. 4.24).

**Tab. 11** Risultati dell' ANOVA per il numero di foglie valutato per gli intervalli di tempo 1972-1984 e 1985-1997.

	<u>Df</u>	<u>MS</u>	<u>F</u>	<u>p-level</u>
Periodo	1	23.496	21.242	0.000008
Error	173	1.106		



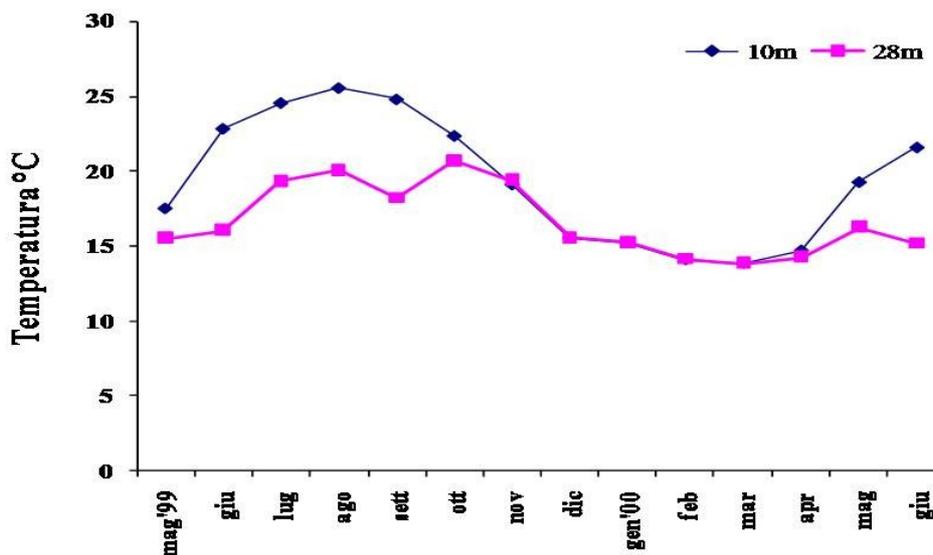
**Fig. 4.24** Numero medio di foglie/anno dati cumulati per gli intervalli 1972-1984 e 1985-1997.

### 4.3 RISPOSTE A PERTURBAZIONI AMBIENTALI (OBIETTIVO III)

#### 4.3.1 Prateria di Cava

##### 4.3.1.1 Variazione dei parametri fisici

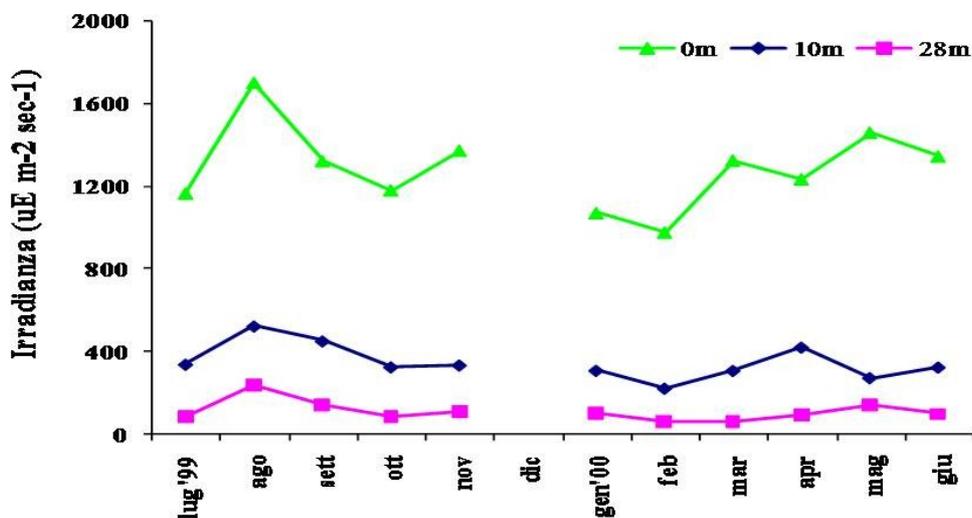
Nel periodo maggio 1999 - giugno 2000, la temperatura dell'acqua (Fig. 4.25) è variata da un massimo di 25,6 °C ad agosto a 10 m ad un minimo di 13,8 °C a febbraio. Il termoclino stagionale per l'anno 1999 è ben sviluppato in estate fino al mese di settembre, con una differenza di temperatura tra la superficie ed il fondo di circa 6 °C; ad ottobre la temperatura della colonna d'acqua tende ad uniformarsi. La stratificazione si riforma l'anno successivo da aprile in poi. Nel periodo novembre 99- gennaio 2000 gli andamenti termici non mostrano anomalie (Fig. 4.25)



**Fig. 4.25** Andamento della temperatura nelle due stazioni della prateria di Cava (maggio 1999- giugno 2000).

I valori di irradianza (Fig. 4.26), massimi nel periodo estivo, mostrano chiaramente l'attenuazione della luce all'aumentare della profondità: il valore medio di irradianza si riduce del 70% passando dalla superficie ai 10 m di profondità e ancora della stessa percentuale passando dai 10m ai 28m. E' evidente la maggiore variabilità temporale dei valori in superficie rispetto alle quote più profonde, che mostrano un andamento più uniforme. I valori pressochè

coincidenti prima e dopo la mareggiata del dicembre 1999 testimoniano un ritorno veloce alle condizioni tipiche del periodo invernale.



**Fig. 4. 26** Curve di Irradianza in superficie e alle due profondità (luglio 1999-giugno 2000).

La profondità media del Disco Secchi (Fig. 4.27) è stata di -19m con minimi relativi corrispondenti essenzialmente ai blooms phytoplanktonici primaverili e a intorbidamenti episodici della colonna d'acqua. Nonostante non si abbiano dati per il mese di dicembre, il mese successivo (gennaio 2000) alla intensa mareggiata del dicembre '99, le condizioni di trasparenza della colonna d'acqua sono simili a quelle precedenti il fenomeno di disturbo.

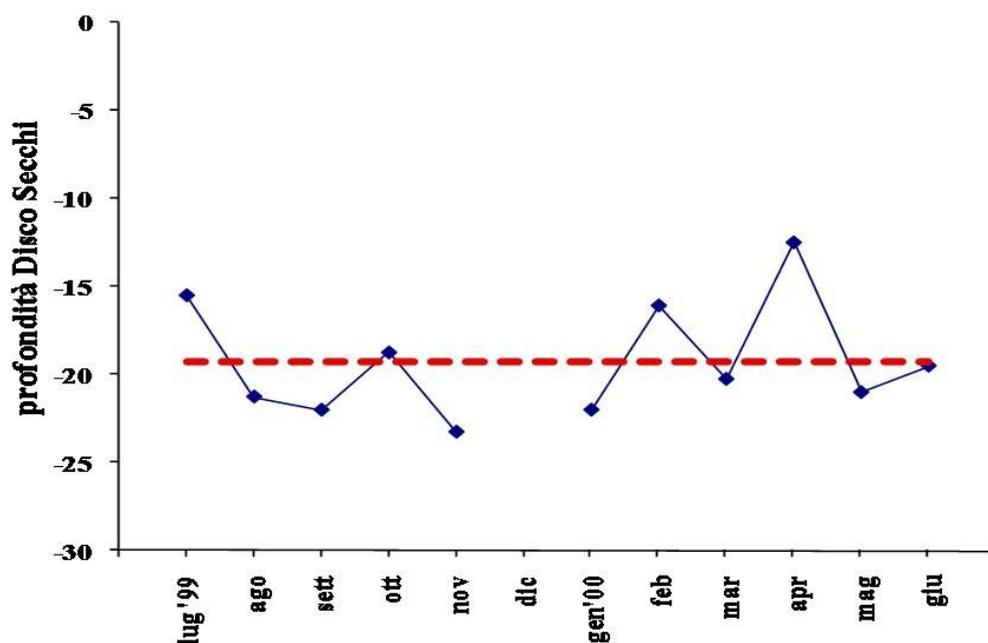


Fig. 4.27 Profondità del Disco Secchi.

#### 4.3.1.2 Variazioni dei parametri strutturali

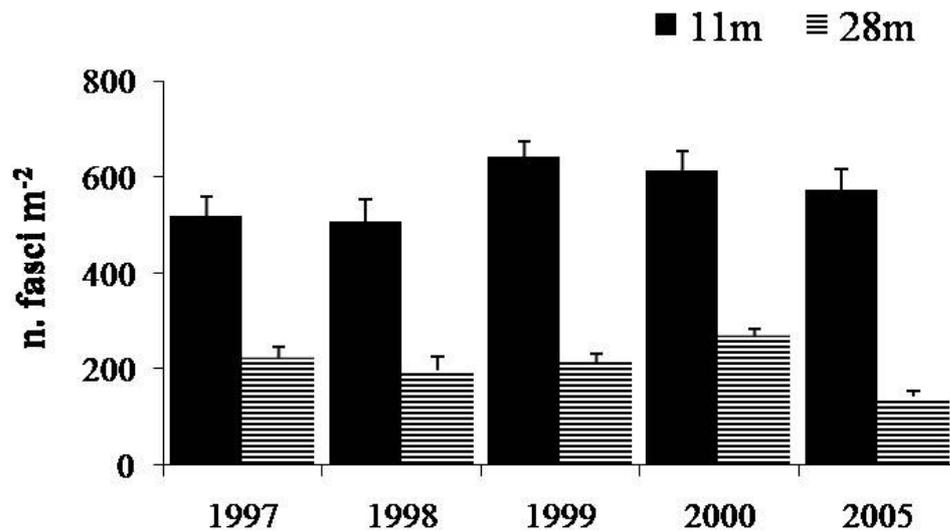
I dati di densità stimati per l'anno 1999 nella prateria di Cava (riportati in Tab. 1) sono molto alti e ascrivono lo stand superficiale alla classe a 'Densità Eccezionale'(DE), cioè ad una classe che ha valori medi superiori alla densità teorica per quella batimetria; lo stand profondo ricade nella classe a 'Densità Normale' (DN). Non è mai stato riscontrato lo scalzamento e la percentuale di crescita dei rizomi è in prevalentemente ortotropa (95%).

La conta dei fasci ripetuta dopo la mareggiata non ha evidenziato differenze significative tra prima e dopo l'evento: nonostante i valori medi siano numericamente differenti, fanno ricadere gli *stand* nelle stesse classi precedenti l'evento (Tab. 4.12).

**Tab. 4.12** Valori di densità degli stand superficiali e profondi della prateria di Cava prima (1999) e dopo (2000) la mareggiata e relative classi. (media  $\pm$  deviazione standard).

	1999		2000	
	11m	28m	11m	28m
n. ciuffi /m <sup>2</sup>	642 $\pm$ 103	216 $\pm$ 48	615 $\pm$ 122	270 $\pm$ 40
Classe	DE	DN	DE	DN

La relativa stabilità strutturale di questa prateria si ricava anche dal confronto con altri dati che coprono un arco temporale più ampio: 1997-2005. Come si può notare in Fig. 4.28, le maggiori differenze a livello della stazione superficiale, soprattutto negli anni novanta, sembrano da imputare alla presenza di grossi massi che ne limitano una distribuzione omogenea; per quanto riguarda la stazione profonda, si osserva un andamento più regolare e stabile negli anni. Si osserva comunque che il 2005 registra valori decrescenti, in particolare per la stazione profonda che registra il suo minimo storico: 142  $\pm$  13,07 fasci/m<sup>2</sup>. Sebbene numericamente più bassi, i valori registrati a 28m fanno rientrare la prateria ancora una volta nella classe a Densità Normale per questa fascia batimetrica.

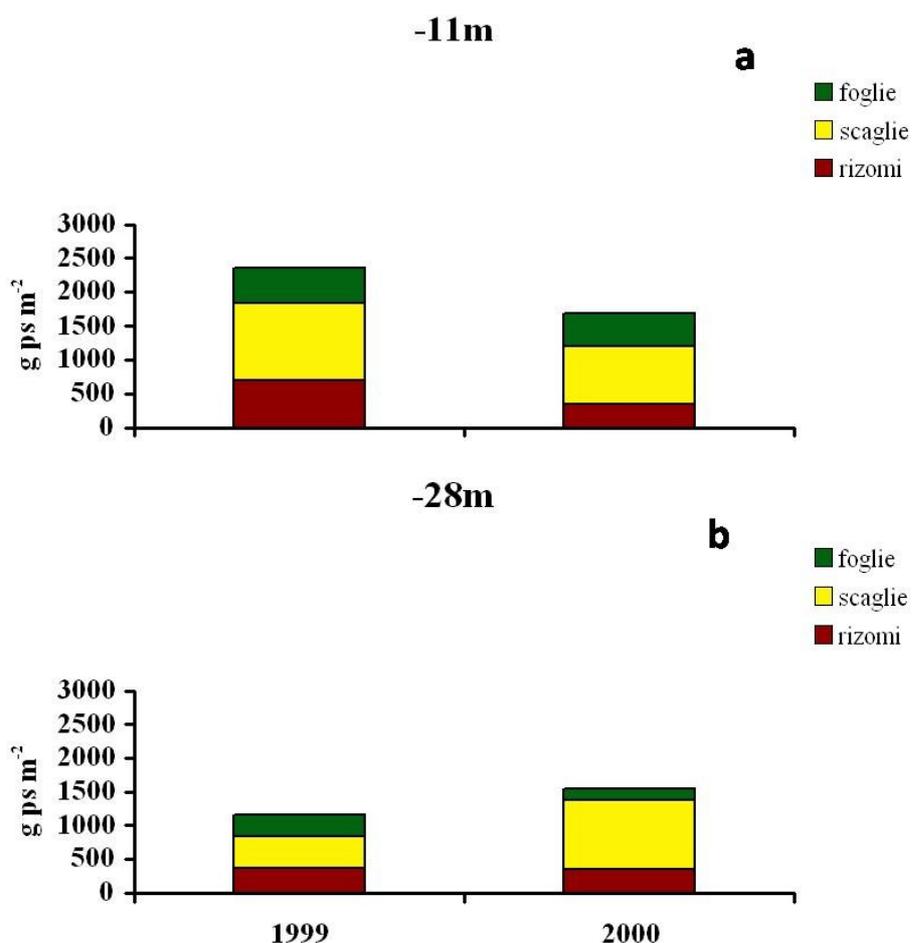


**Fig. 4. 28** Andamento della densità strutturale degli *stand* superficiale e profondo.

#### **4.3.1.3 Variazioni nelle ripartizioni percentuali dei diversi comparti della pianta**

Dalla ripartizione in biomassa dei diversi comparti della pianta è stato possibile ottenere una valutazione sintetica della struttura e dinamica della prateria prima e dopo la mareggiata.

I risultati mostrano una dominanza percentuale del comparto ipogeo (radici - rizomi - scaglie) (~70%) su quello epigeo (foglie) (~30%), indipendentemente dalla stagione e dalla profondità (Fig. 4.29 a e b). A causa della diversa dinamica di crescita dei rizomi e delle foglie, solo il comparto epigeo risente delle variazioni stagionali. Interessante risulta quindi la variazione tra i comparti della pianta in seguito alla forte mareggiata. Infatti, mentre la stagionalità del comparto fogliare ne spiega la diminuzione percentuale di biomassa nel confronto 1999-2000 (essendo i campionamenti effettuati rispettivamente in estate e inverno) in entrambe le stazioni, altri fattori, ambientali e non legati alla biologia della pianta, sembrano essere responsabili delle variazioni a carico del comparto ipogeo, che risulta accresciuto nella stazione profonda per l'accumulo di detrito sul fondo dopo la mareggiata, e decresce nella stazione superficiale, dove la bassa profondità ha consentito lo scalzamento dei rizomi.



**Fig. 4.29** Ripartizione in biomassa del comparto epigeo (foglie) su quello ipogeo (radici - rizomi - scaglie) prima e dopo la mareggiata alle due profondità (-11m e -28m).

I risultati relativi ai dati ambientali e strutturali non evidenziano differenze tra il periodo prima e quello dopo la mareggiata: nonostante l'intensità dell'impatto le condizioni fisiche sono rientrate velocemente nelle medie stagionali.

#### 4.3.1.4 Variazioni nella produzione della pianta

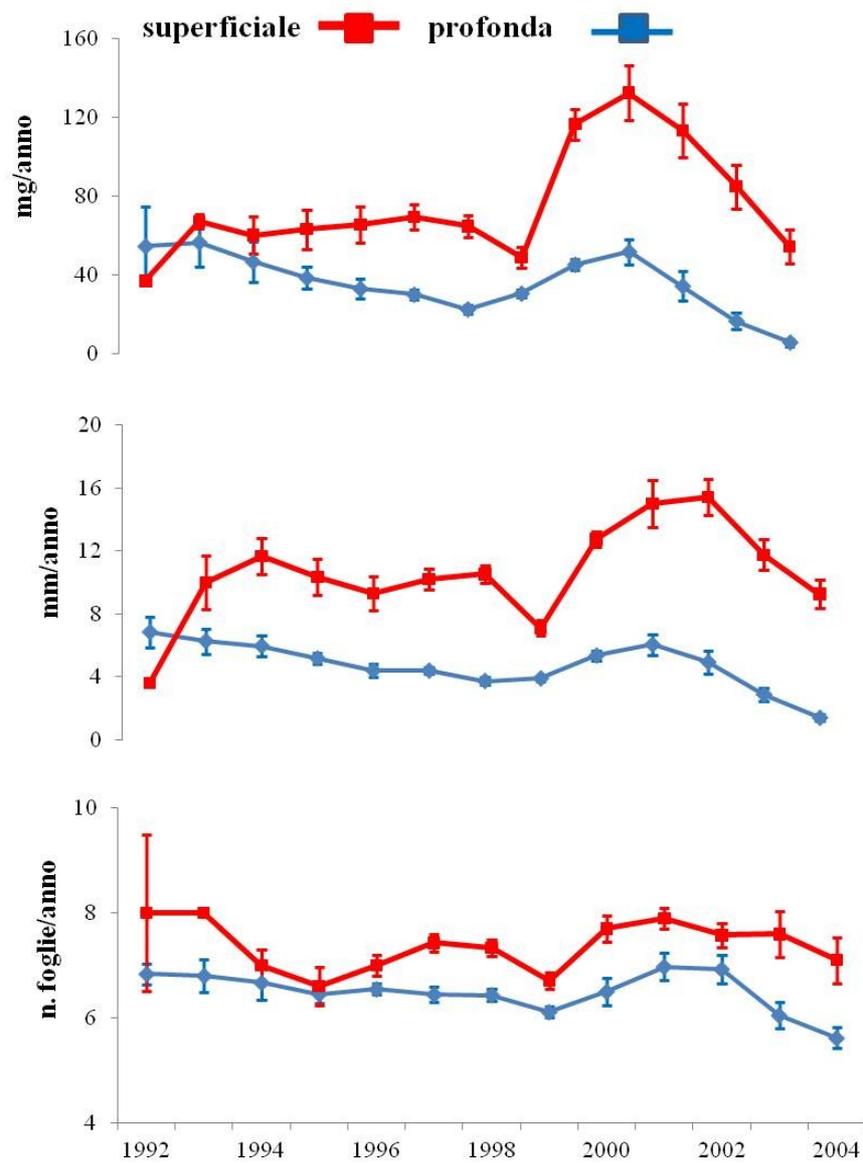
La tecnica lepidocronologica ha consentito di retrostimare la produzione della pianta per l'intervallo di tempo 1992-2004 sia per la stazione superficiale che per quella profonda (Fig. 4.30). Una prima analisi mette in evidenza un diverso funzionamento della pianta lungo il gradiente di profondità: nella stazione superficiale la produzione del rizoma è sempre maggiore (50%) rispetto a quella

registrata nello *stand* profondo. Infatti, sull'intero set di dati la produzione media del rizoma è di  $76.29 \pm 7.41$  mg/anno e di  $10.50 \pm 0.79$  mm/anno nella stazione a 11m contro  $37.12 \pm 4.09$  mg/anno e  $4.83 \pm 0.41$ mm/anno nella stazione a 28m.

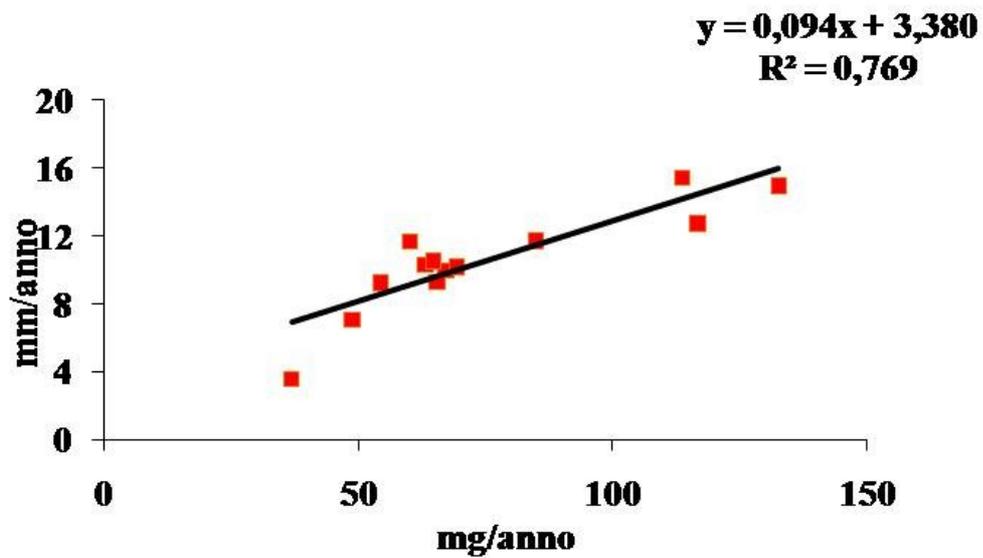
Interessante risulta il confronto alle due profondità della costanza della crescita del rizoma, inteso come rapporto tra incremento ponderale ed allungamento. La Correlazione restituisce un coefficiente di 0,98 nella stazione profonda (Fig. 4.31) mentre si abbassa a 0,88 nella stazione superficiale (Fig. 4.32).

L'andamento temporale della produzione, mostra una maggiore variabilità interannuale nella stazione superficiale rispetto a quella profonda.

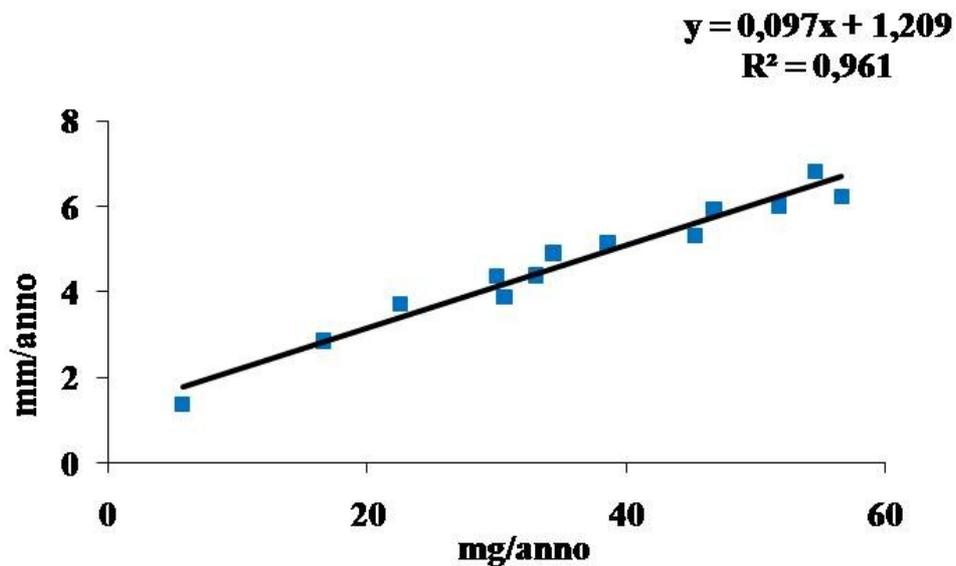
Le medie interannuali calcolate utilizzando tutto il *set* di dati rivelano che per la stazione superficiale gli anni di alta produzione sono 2000 ( $113,6 \pm 16,8$  mg/anno,  $12,7 \pm 1,5$ mm/anno), 2001 ( $132,6 \pm 13,6$ mg/anno,  $15 \pm 1,1$ mm/anno) e 2002 ( $113,6 \pm 11$  mg/anno,  $15,4 \pm 0,9$  mm/anno); quelli di bassa sono il 1992 ( $37,3 \pm 3,4$  mg/anno,  $3,6 \pm 1,6$  mm/anno) e il 1999 ( $48,96 \pm 7.9$  mg/anno e  $7,09 \pm 0.47$  mm/anno). Nella stazione profonda valori alti di produzione si ritrovano l'anno 1993 ( $56,6 \pm 10,2$  mg/anno,  $6,2 \pm 0,6$  mm/anno), 2000 ( $45,3 \pm 6,2$  mg/anno,  $5,3 \pm 0,6$  mm/anno) e 2001 ( $51,8 \pm 7,6$  mg/anno,  $6 \pm 0,7$ mm/anno); valori minimi di produzione si registrano nell'anno 1998 ( $22,58 \pm 1,69$  mg/anno e  $3,71 \pm 0,16$  mm/anno). I due *stand* non mostrano differenze così marcate nella produzione fogliare: anche se leggermente più basso nello *stand* di 28m, nel corso dell'arco temporale 1992-2004 il tasso si mantiene pressoché costante registrando contemporaneamente due minimi negli anni 1995 e 1999.



**Fig. 4.30** Produzione (mg/anno, mm/anno, numero di foglie /anno) nelle due stazioni (superficiale e profonda) per il periodo di tempo 1992-2004. (medie interannali calcolate su tutto il set di dati)



**Fig. 4.31** Interazione tra allungamento e incremento ponderale (1992-2004) per la stazione superficiale (-11m). Retta di regressione e relativa equazione.



**Fig. 4.32** Interazione tra allungamento e incremento ponderale (1992-2004) per la stazione profonda (-28m). Retta di regressione e relativa equazione.

Allo scopo di evidenziare l'effetto mareggiata' sul funzionamento della pianta, è stata fatta un'ANOVA sui dati di produzione, limitatamente al periodo 1996-2002.

In Tabella 4.13 vengono riassunti i risultati ottenuti: sono evidenti differenze significative tra stazioni e tra anni. Si conferma la maggiore produzione della stazione superficiale in termini di biomassa e allungamento ( $112,8 \pm 12$  mg/anno e  $12,8 \pm 1,5$  mm/anno) rispetto quella profonda ( $59,7 \pm 7,7$  mg/anno e  $7,6 \pm 1$  mm/anno). Viene altresì confermata la mancanza di differenze significative tra le due stazioni nella produzione fogliare ( $6,8 \pm 0,2$  n. foglie/anno nella stazione superficiale e  $7,2 \pm 0,2$  n. foglie/anno in quella profonda).

L'analisi a posteriori Newman-Keuls test mostra che la differenza tra gli anni è dovuta ai valori di produzione (mg/anno) significativamente più alti del 2000 (anno dopo la mareggiata diverso da tutti) e del 2001 (differente da quella del 1996, 1999 e 2002); la produzione (mm/anno) differisce tra il 1999 e il 2000 (Fig. 4.33; Tab. 4.14). In particolare, nella stazione superficiale dal 1999 al 2000 la produzione del rizoma cresce più del doppio (130% e 80%, in mg/anno e mm/anno, rispettivamente) mentre tale incremento è del 15% e del 37% , rispettivamente, nella stazione profonda.

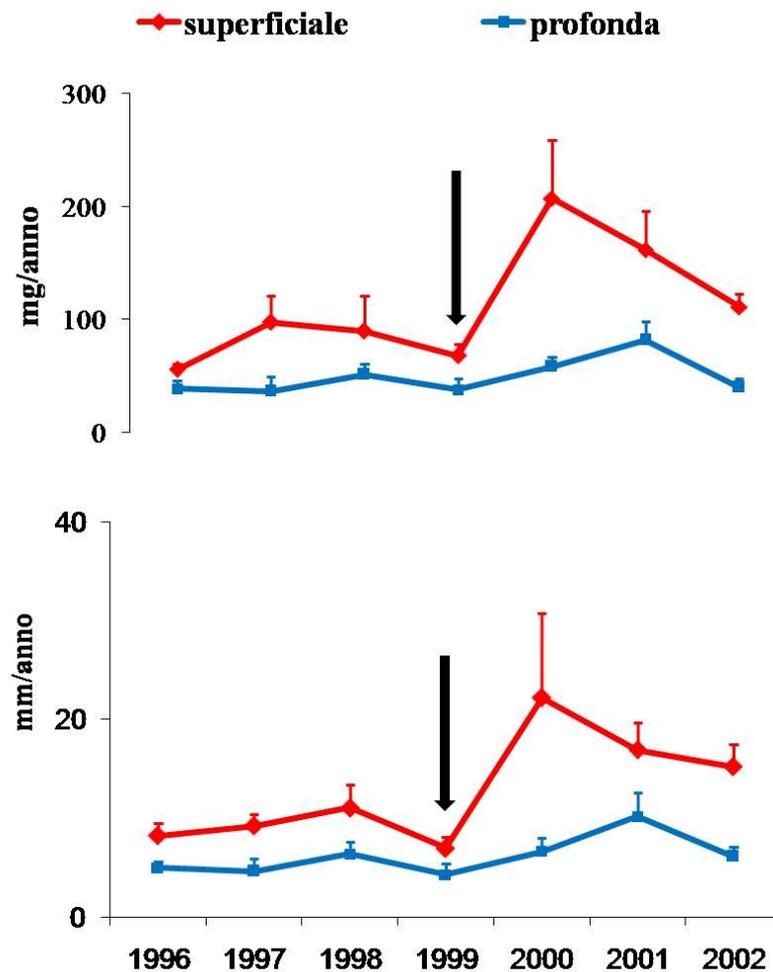
**Tab. 4.13** Two Way ANOVA per i dati di produzione alle due profondità e per il periodo 1996-2002.

	Df	mg/anno			mm/anno			numero di foglie		
		MS	F	p-level	MS	F	p-level	MS	F	p-level
superficiale- profonda	1	71449,78	31,36	0,0000001	771,83	19,87	0,00004	0,357	0,249	0,62
Anno	6	11000,65	4,828	0,000491	121,34	3,12	0,010338	2,648	1,844	0,107
1x2	6	4826,042	2,118	0,0653651	50,351	1,297	0,273906	1,857	1,294	0,275
Error	56									

**Tab. 4.14** Newman-Keuls test applicato sui dati di incremento ponderale e allungamento dei rizomi per il periodo di tempo 1996-2002 per valutarne le differenze tra gli anni prima e dopo la mareggiata. (MS=2278,3, df=56 e MS=38,83, df=56, rispettivamente per mg/anno e mm/anno).

	<b>mg/anno</b>						
<b>anno</b>	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
1996							
1997	0,691						
1998	0,702	0,87					
1999	0,796	0,51	0,69				
2000	0,003	0,025	0,025	0,005			
2001	0,011	0,05	0,05	0,017	0,61		
2002	0,676	0,8	0,8	0,71	0,026	0,034	

	<b>mm/anno</b>						
<b>anno</b>	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
1996							
1997	0,9						
1998	0,72	0,52					
1999	0,78	0,88	0,68				
2000	0,069	0,068	0,183	0,038			
2001	0,106	0,947	0,204	0,065	0,75		
2002	0,46	0,37	0,487	0,37	0,37	0,31	



**Fig. 4.33** Andamento della produzione (mg/anno e mm/anno) per l'intervallo di tempo 1996-2002 e per le due stazioni a 11m (superficiale) e a 28m (profonda). (la freccia indica l'anno della mareggiata)

#### 4.3.1.5 Variazione dei parametri morfometrici

Si riportano in Tab. 4.15 i dati morfometrici ottenuti per le due stazioni di Cava prima della mareggiata del Dicembre 1999. Come si può osservare in tabella vengono confrontati i dati morfometrici ottenuti nel mese di maggio nella stazione superficiale con i dati morfometrici di luglio della stazione profonda. Esiste infatti un ritardo di circa due mesi nella dinamica di crescita tra piante superficiali e profonde legato alle variazioni del gradiente termico e luminoso riscontrate a partire dalla primavera. Il ritardo nella dinamica di crescita tra piante superficiali e profonde non si manifesta nel periodo invernale in quanto in questo periodo

avviene il rimescolamento dei vari strati della colonna d'acqua (Mazzella e Buia, 1989; Buia et al., 1992).

**Tab. 4.15** Valori delle variabili morfometriche per i due *stand* e nelle diverse stagioni (media  $\pm$  errore standard).

	<b>-11m</b>		<b>-28m</b>	
	<b>Mag-99</b>	<b>Nov-99</b>	<b>Lug-99</b>	<b>Nov-99</b>
Numero foglie/ciuffo	8 $\pm$ 0,2	9,40 $\pm$ 0,22	7,85 $\pm$ 0,21	8,15 $\pm$ 0,2
Lunghezza foglie/ciuffo (cm)	25,6 $\pm$ 1,8	15,22 $\pm$ 1,03	35,22 $\pm$ 1,34	19,646 $\pm$ 1,16
Larghezza foglie/ciuffo (cm)	0,7 $\pm$ 0,02	0,67 $\pm$ 0,008	0,72 $\pm$ 0,01	0,68 $\pm$ 0,01
Superficie fogliare/ciuffo (cm <sup>2</sup> )	173,2 $\pm$ 12,6	128,66 $\pm$ 10,1	248,72 $\pm$ 13,67	144,96 $\pm$ 10,92
Biomassa/ciuffo (mg)	1110 $\pm$ 68	524,4 $\pm$ 39	1054,6 $\pm$ 61	593,9 $\pm$ 44

Il confronto mette in evidenza che esiste una sostanziale differenza lungo il gradiente di profondità: la stazione profonda è caratterizzata da foglie generalmente più larghe e più lunghe di quella superficiale. Queste differenze sono più marcate nel periodo autunnale in cui, i primi marosi, maggiormente avvertiti nella stazione superficiale, hanno favorito l'eliminazione delle foglie più vecchie e lunghe.

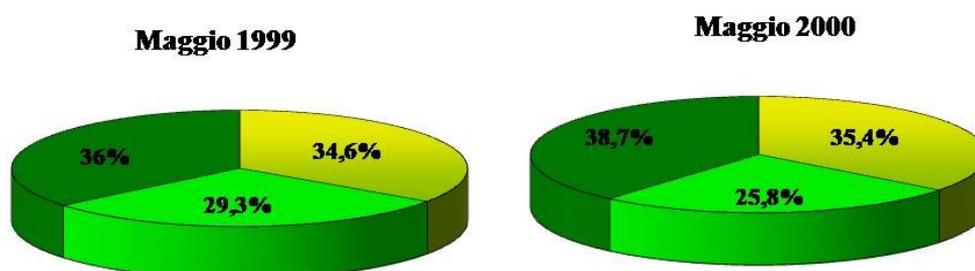
Per valutare l'”effetto” mareggiata sul comparto fogliare si è scelto di confrontare solo i dati dei parametri morfometrici della stazione superficiale. In particolare sono stati confrontati i dati del mese di Maggio 1999 con i dati di Maggio 2000. In Tab. 4.16 vengono riportati i dati riassuntivi relativi alle variabili morfometriche misurati prima e dopo la mareggiata.

**Tab. 4.16** Parametri morfometrici misurati prima e dopo la mareggiata nella stazione superficiale (media $\pm$ errore standard).

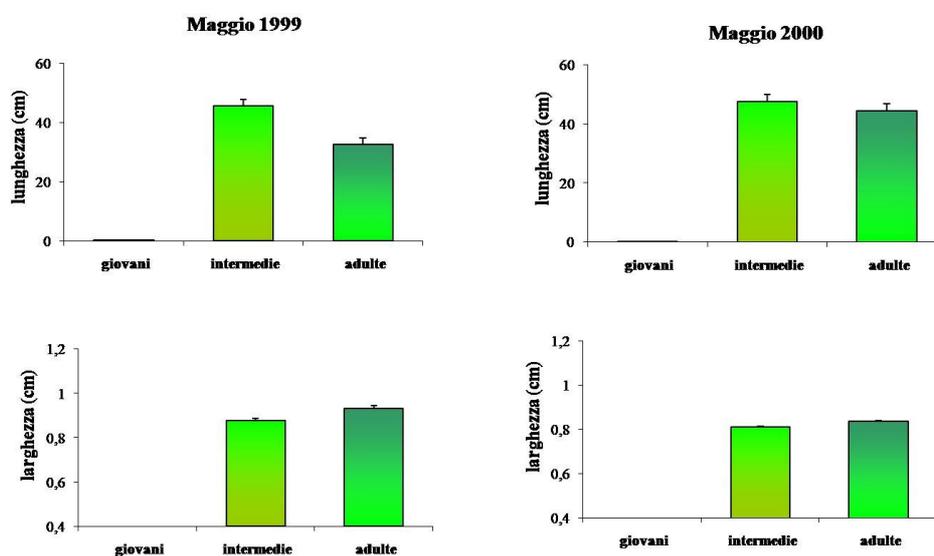
	<b>Mag-99</b>	<b>Mag-00</b>
Numero di foglie/fascio	8 $\pm$ 0,2	7,8 $\pm$ 0,2
Lunghezza foglie/fascio (cm)	25,6 $\pm$ 1,8	29,3 $\pm$ 2
Larghezza foglie/fascio (cm)	0,7 $\pm$ 0,02	0,6 $\pm$ 0,02
Superficie fogliare/fascio (cm <sup>2</sup> )	173,2 $\pm$ 12,6	187 $\pm$ 4,4
Biomassa verde/fascio (mg)	1110 $\pm$ 68	870 $\pm$ 0,16
Biomassa tessuto bruno/fascio (mg)	163 $\pm$ 56,4	4,7 $\pm$ 10,4
<b>L.A.I./m<sup>2</sup>(m<sup>2</sup>)</b>	10,65 $\pm$ 3,4	12 $\pm$ 2
<b>L.S.C. (mg/m<sup>2</sup>)</b>	682 $\pm$ 153	558 $\pm$ 102

L'analisi mediante l'utilizzo del test-t non evidenzia differenze significative per il numero di foglie/fascio ( $p=0,24$ ) né per la lunghezza delle foglie/fascio ( $p=0,07$ ), evidenzia una differenza nella larghezza delle foglie/fascio

( $p=0,01$ ). Non si evidenziano differenze nella biomassa verde e nel valore dei parametri sintetici (L.A.I. e L.S.C.), mentre si osserva una maggiore quantità di tessuto bruno nel periodo precedente la mareggiata. Analizzando poi la composizione del ciuffo si osserva che anche in questo caso il periodo prima della mareggiata non evidenzia delle grosse variazioni dopo un anno sia in termini di percentuale (Fig.4.34), sia in termini di lunghezza e larghezza delle diverse categorie di foglie (Fig. 4.35).



**Fig. 3.34** Percentuale delle diverse categorie di foglie ritrovate prima (Maggio 1999) e dopo (Maggio 2000) la mareggiata.

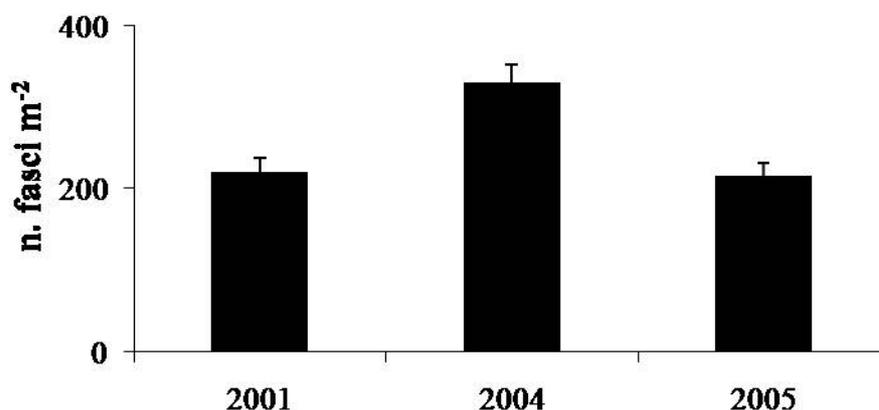


**Fig. 4.35** Lunghezza e larghezza delle diverse categorie di foglie prima (Maggio 1999) e dopo (Maggio 2000) la mareggiata.

## 4.3.2 Prateria dei Maronti

### 4.3.2.1 Variazione dei parametri strutturali

Le misure di densità media di ciò che rimane della prateria dopo l'estrazione di sabbia l'ultimo anno di indagine (2005) sono state di  $216 \pm 16$  fasci /m<sup>2</sup>; con tale valore la prateria può essere considerata una prateria a Densità Normale. Dal confronto con i dati di densità pregressi (Fig. 4.36), si nota come nelle macchie rimaste integre dopo l'impatto questo parametro strutturale sia rimasto invariato. La copertura registrata nel 2005 è del 40 – 60%; purtroppo non si dispone dei dati per gli anni prima dell'impatto. Durante i campionamenti sono stati ritrovati molti rizomi scalzati (30%), soprattutto nella parte più esterna delle macchie più profonde.



**Fig. 4.36** Densità (numero di fasci/m<sup>2</sup>) nella prateria dei Maronti nei tre anni (2001, 2004, 2005).

### 4.3.2.2 Parametri morfometrici

In Tab. 4.17 vengono riportati i parametri morfometrici e i valori degli indici sintetici (L.A.I. e L.S.C.) per la prateria dei Maronti registrate in tre stagioni e anni diversi (Dicembre 2000, Agosto 2001 e Marzo 2005). I parametri morfometrici le cui medie sono state calcolate sulle tre categorie di foglie (giovani, intermedie e adulte) mostrano valori più alti nella stagione estiva per tutti i parametri ad eccezione del numero di foglie per ciuffo. Il test t ha evidenziato che queste differenze sono significative ( $p = e < 0,001$ ) per la

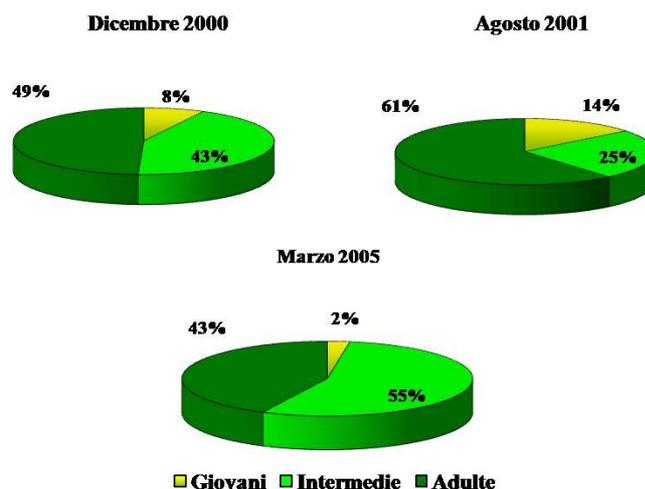
lunghezza delle foglie, superficie fogliare, biomassa verde e biomassa del tessuto bruno tra la stagione estiva e le altre due. I campioni di dicembre si differenziano da quelli di marzo per la lunghezza delle foglie e la biomassa verde in quanto sono significativamente più bassi ( $p=0,0002$  e  $p=0,0000$ ). Diversamente a biomassa del tessuto bruno ha valori significativamente più alti a dicembre rispetto a marzo ( $p=0,0000$ ).

Per quanto riguarda la stima degli Indici di Superficie e Biomassa Fogliare della prateria come conseguenza dell'andamento stagionale dei descrittori fogliari, anche questi parametri strutturali presentano massimi nel periodo estivo.

**Tab. 4.17** Parametri morfometrici e indici sintetici della prateria dei Maronti nei tre periodi (Agosto 2001, Dicembre 2000 e Marzo 2005). (media  $\pm$  errore standard).

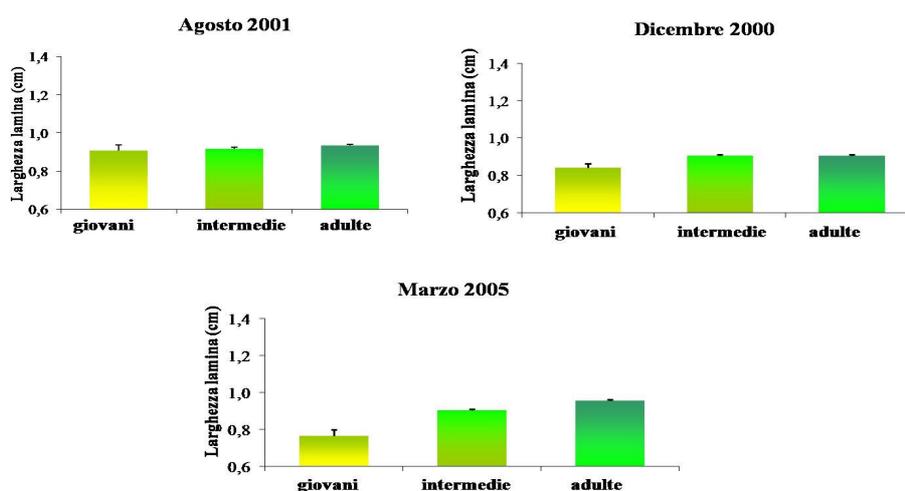
	<b>Ago-01</b>	<b>Dic-00</b>	<b>Mar-05</b>
Numero di foglie/fascio	6,1 $\pm$ 0,2	6,2 $\pm$ 0,2	6,2 $\pm$ 0,1
Lunghezza foglie/fascio (cm)	51,3 $\pm$ 2,3	19,1 $\pm$ 0,9	33,5 $\pm$ 0,99
Larghezza foglie/fascio (cm)	1 $\pm$ 0,01	0,9 $\pm$ 0,004	0,9 $\pm$ 0,005
Superficie fogliare/fascio (cm <sup>2</sup> )	294,4 $\pm$ 22,1	103,8 $\pm$ 7,8	186,1 $\pm$ 10,1
Biomassa verde/fascio (mg)	1233 $\pm$ 81	383 $\pm$ 33	726 $\pm$ 32
Biomassa tessuto bruno/fascio (mg)	84 $\pm$ 10,13	48 $\pm$ 7,83	23 $\pm$ 2,82
<b>L.A.I./m<sup>2</sup>(m<sup>2</sup>)</b>	6,5 $\pm$ 0,5	2,3 $\pm$ 0,2	4.02 $\pm$ 0,2
<b>L.S.C. (mg/m<sup>2</sup>)</b>	272,7 $\pm$ 17,8	84,6 $\pm$ 7,2	156,64 $\pm$ 9,2

Seppure il numero medio di foglie per ciuffo, in tutte e tre le stagioni, non superi le 6 foglie (Tab. 4.17), analizzando la composizione del ciuffo fogliare si vede una progressiva riduzione delle foglie giovanili dall'estate alla primavera a cui si associa un progressivo aumento delle foglie intermedie (Fig. 4.37). La stagione estiva registra la massima percentuale di foglie adulte presenti sul ciuffo.



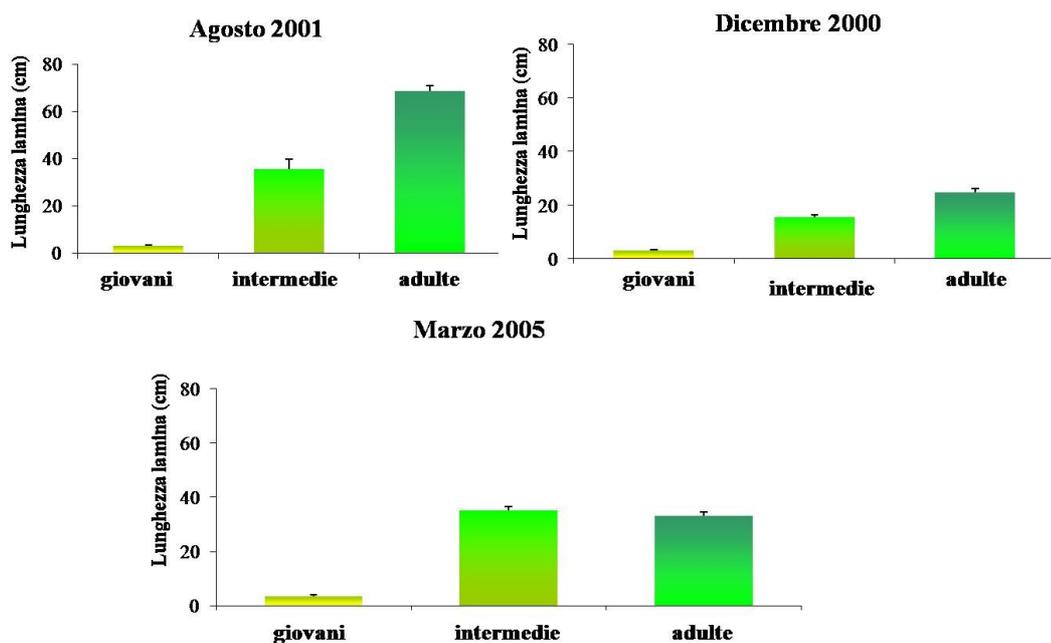
**Fig. 4.37:** Percentuale delle diverse categorie di foglie ritrovate nei tre periodi di campionamento.

In Fig. 4.38 viene confrontata la larghezza della lamina tra le diverse categorie di foglie (giovani, intermedie e adulte) e nei tre periodi di campionamento. Come si può osservare in tutti i periodi la larghezza della lamina tra le diverse categorie di foglie non subisce variazioni. Solo nel mese di marzo (2005) si nota, per le foglie giovani, una minima differenza con valori mediamente più bassi rispetto alle altre due categorie di foglie. Per quanto riguarda il confronto tra i diversi periodi di campionamento, non vi sono differenze significative tra le diverse categorie ( $p = 0,14$ ).



**Fig. 4.38** Larghezza media della lamina nelle diverse categorie di foglie e nei tre periodi di campionamento.

Dall'osservazione del grafico in Fig 4.39 si nota come nel mese di agosto le foglie adulte ( $68,8 \pm 2,7$  cm) siano nettamente più lunghe rispetto alle foglie intermedie ( $35,4 \pm 4,25$ ). Al contrario tali differenze sono meno marcate negli altri due periodi, in particolare a marzo (adulte  $33,2 \pm 1,28$ , intermedie  $35,2 \pm 1,4$ ). Non si tiene conto delle foglie giovani, poiché per convenzione queste ultime sono definite tali solo quando non superano i 5 cm di lunghezza. Dal confronto tra le stagioni in generale il mese di agosto è quello in cui si osservano le foglie più lunghe ( $p = 0,000$  sia confronto con Marzo che con Dicembre), e il mese di Dicembre quello in cui si hanno i valori mediamente più bassi.



**Fig. 4.39** Lunghezza media della lamina nelle diverse categorie di foglie e nei tre periodi di campionamento.

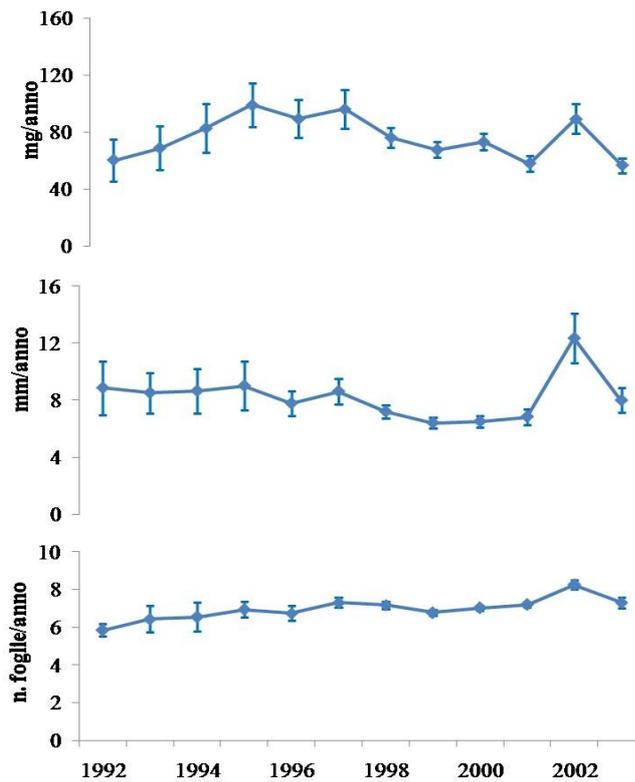
#### 4.3.2.3 Variazioni nella produzione della pianta

Per la prateria dei Maronti la retrodatazione ha coperto un intervallo di tempo di 12 anni dal 1992 al 2003. Non vengono considerati l'anno lepidocronologico 2004 e 2005 poiché i dati per questi anni sono incompleti.

In Fig. 4.40 vengono rappresentate graficamente gli andamenti di produzione in termini di biomassa, allungamento e numero di foglie. Le medie interannuali mostrano valori di produzione che vanno da un massimo di  $99,1 \pm 15,2$  mg/anno nel 1995 a un minimo di  $55,1 \pm 5,3$  mg/anno nel 2003.

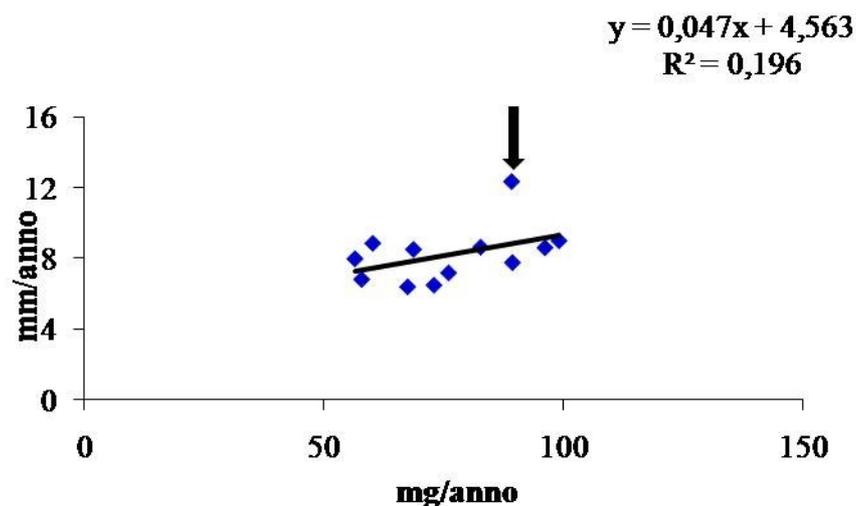
L'allungamento medio del rizoma mostra un picco di produzione nel 2002 particolarmente pronunciato:  $12,3 \pm 1,7$  mm/anno rispetto alla media pluriennale di  $7,65 \pm 0,2$  mm/anno. Ancora una volta si registra un anno di minimo nel 1999 con un valore di  $6,40 \pm 0,4$  mm/anno.

Per quanto riguarda il numero di foglie/anno non si evidenziano grosse variazioni con valori che oscillano da un minimo  $5,8 \pm 0,3$  nel 1992 e ad un massimo di  $8,3 \pm 0,7$  nel 2002, negli altri anni i valori si mantengono vicini alla media pluriennale di  $7 \pm 0,2$ .



**Fig. 4.40** Stima della produzione (mg/anno, mm/anno, numero di foglie/anno) per l'intervallo di tempo 1992-2003 (medie calcolate su tutto il set di dati).

Al fine di valutare la correlazione esistente tra allungamento e incremento ponderale del rizoma nell'intervallo di tempo 1992-2003, è stato calcolato il Coefficiente di Correlazione ottenendo un valore non significativo pari a 0,44. In Figura 4.41 l'interazione tra le due variabili viene rappresentata attraverso la retta di regressione e nel grafico con una freccia nera si evidenzia l'interazione tra la biomassa e l'allungamento registrati nel 2002. Come si può notare tale punto si discosta molto dalla retta di regressione: il 2002 è un anno in cui si riscontra un elevato allungamento non corrispondente ad un altrettanto elevata biomassa.



**Fig. 4.41** Interazione tra allungamento e incremento ponderale (1992-2003) per prateria dei Maronti. Retta di regressione e relativa equazione.

#### 4.3.2.4 Risposta della pianta all’impatto antropico “ripascimento”

Al fine di valutare l’impatto antropico acuto (verificatosi nel marzo 2002) sul *pattern* di produzione della pianta, sono stati analizzati i dati di produzione mediante il test ANOVA.

L’intervallo di tempo su cui sono state fatte le analisi è stato ridotto agli anni 1996-2002 così da poter confrontare un sufficiente numero di repliche indipendenti pari a 10 per ogni anno preso in esame.

In Tabella 4.18 vengono riassunti i risultati ottenuti mediante l’analisi statistica: sono evidenti differenze significative tra gli anni sia per l’allungamento sia per il numero di foglie prodotte/anno.

**Tab. 4.18** One way ANOVA per i dati di produzione nella prateria dei maronti per il periodo 1996-2002.

Df	mg/anno			mm/anno			numero di foglie/anno			
	MS	F	p-level	MS	F	p-level	MS	F	p-level	
Anno	6	2120,48	1,2	0,33	41,34	3,67	0,003469	4,2	4,361	0,00097
Error	63									

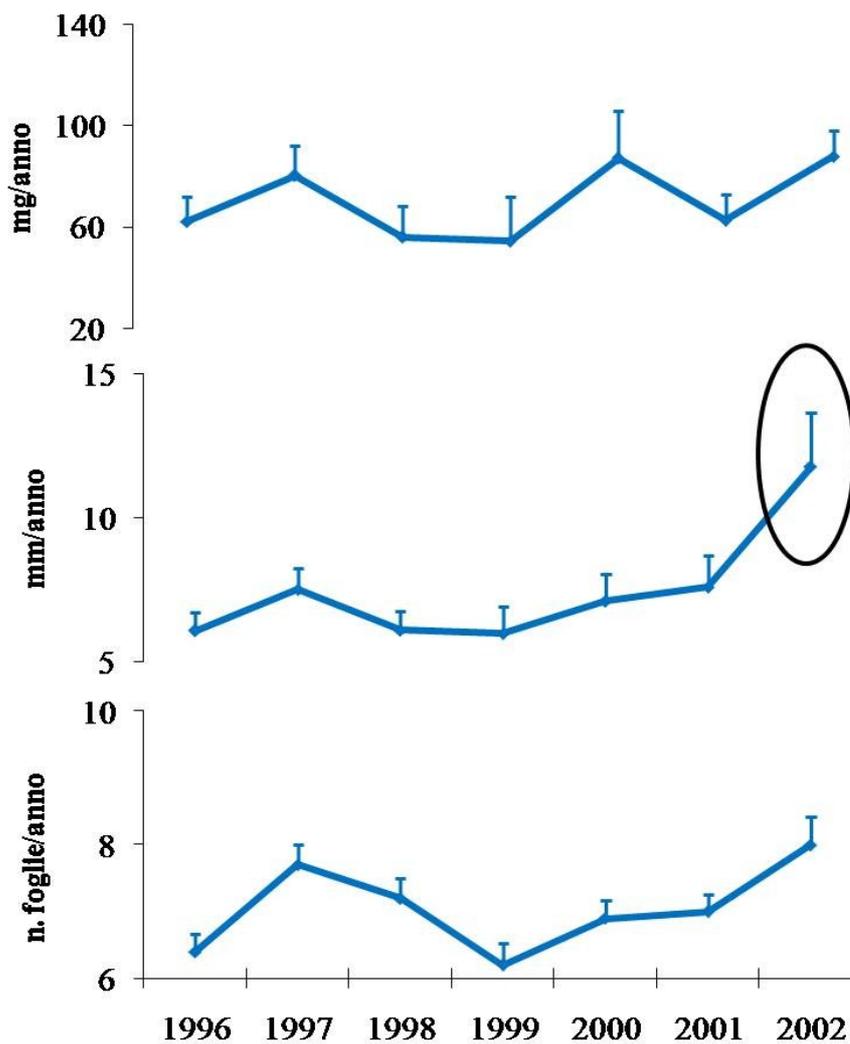
L'analisi a posteriori Newman-Keuls test mostra che per la crescita in termini di allungamento la significatività è dovuta alla produzione alta dell'anno 2002 (corrispondente all'anno dell'impatto) che differisce da tutti gli altri anni considerati (Fig.4.41) (Tab. 4.19). Per quanto riguarda il numero di foglie la differenza significativa si riscontra tra gli anni 2002, 1997 (con più alta produzione) dal 1996 e 1999 (a più bassa produzione).

**Tab. 4.19** Newman-Keuls test applicato sui dati di allungamento e di n. di foglie/anno dei rizomi per il periodo di tempo 1996-2002 per valutarne le differenze tra gli anni prima e dopo l'impatto antropico (MS=11,27, df=63 e MS=0,96, df=63 rispettivamente per mm/anno e n. foglie/anno).

		mm/anno						
anno		1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
1996								
1997		0,768						
1998		0,982	0,614					
1999		0,95	0,841	0,996				
2000		0,77	0,782	0,507	0,875			
2001		0,847	0,961	0,204	0,888	0,94		
2002		0,0042	0,016	0,0032	0,0047	0,014	0,0071	

		n.foglie/anno						
anno		1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
1996								
1997		0,033						
1998		0,271	0,258					
1999		0,65	0,013	0,165				
2000		0,258	0,271	0,773	0,254			
2001		0,363	0,254	0,65	0,271	0,82		
2002		0,006	0,496	0,17	0,002	0,1	0,113	



**Fig. 4.41** Andamento della produzione (mg/anno e mm/anno) nella prateria dei Maronti per l'intervallo di tempo 1996-2002 (medie calcolate su repliche indipendenti). Con l'ovale nero viene evidenziato il valore di produzione (mm/anno) del 2002 diverso da tutti gli altri anni.

## 5. DISCUSSIONI

### 5.1 TEMPI DI CRESCITA DEL RIZOMA (OBIETTIVO I)

Lo studio condotto per cinque anni consecutivi (fine dell'inverno-primavera 2002-2006) nelle due praterie a *Posidonia oceanica* di P.ta Tresino e P.ta Licosa ha consentito di ottenere dati sulla struttura, dinamica di crescita e produzione di praterie localizzate a profondità molto vicine al limite di distribuzione della fanerogama (oltre i 30 m di profondità) (Procaccini *et al.*, 2003).

La profondità a cui si spinge il limite inferiore di entrambe le praterie (P.ta Tresino -31 m e P.ta Licosa -35 m) rappresenta un dato confortante se inserito nel contesto nazionale, in cui si assiste soprattutto nel settore centro settentrionale fatta eccezione per le isole, ad una risalita del limite inferiore intorno alla batimetrica dei 20 m (Bianchi, 1997; Montefalcone *et al.*, 2007b).

Le praterie di P.ta Tresino e P.ta Licosa sono state studiate a livello di "popolazione" tenendo conto quindi delle caratteristiche strutturali e morfologiche quali densità, copertura, presenza e descrizione della *matte*, tipologia di limite inferiore, percentuale di scalzamento e percentuale di rizomi plagiotropi che indicano indirettamente le condizioni ambientali a cui le praterie sono sottoposte (Pergent *et al.*, 1995).

Dall'analisi dei dati è evidente che nonostante la loro vicinanza geografica (5,85 MN) le due praterie hanno caratteristiche sostanzialmente differenti tra loro. In particolare a P.ta Licosa la maggiore trasparenza della colonna d'acqua (circa -14 m del disco di Secchi) si traduce in un limite inferiore più profondo (-35 m) rispetto alla prateria di P.ta Tresino (-31m); la percentuale maggiore, seppur minima, di rizomi plagiotropi (a crescita orizzontale) e di copertura riscontrata a P.ta Licosa (vedi Tab. 4.2) conferma le migliori condizioni di intensità luminosa ivi presenti; la presenza di un tipo di limite erosivo con porzioni di *matte* esposta alta in alcuni punti più di un metro lascia supporre l'esistenza di correnti di fondo che potrebbero rappresentare un fattore limitante l'espansione della praterie più influente rispetto alla disponibilità luminosa. La presenza di forti correnti di fondo è testimoniata anche dall'analisi dei sedimenti che a P.ta Licosa sono costituiti da una preponderante componente pesante rappresentata da carbonati di natura

biogenica che, a livello granulometrico, si traducono in sabbia molto grossa e grossa e con una scarsa frazione fangosa (vedi Tab. 4.1 e Fig. 4.1).

Le conte di densità effettuate nei cinque anni di campionamento hanno confermato la migliore condizione della prateria di P.ta Licosa rispetto a P.ta Tresino, e testimoniano la rilevante eterogeneità delle condizioni di P.ta Licosa: vi si distingue una composita struttura del limite (con aree rocciose e canali *intermatte*) e un substrato di impianto grossolano che confermano la presenza di condizioni di idrodinamismo piuttosto intense o comunque variabili.

Diversamente la prateria di P.ta Tresino mostra caratteristiche strutturali e morfologiche che testimoniano l'esistenza di condizioni meno favorevoli per la crescita della pianta. In particolare una più alta percentuale di rizomi ortotropi (a crescita verticale) indica un maggior tasso di sedimentazione rispetto a P.ta Licosa; la tipologia di limite regressivo e netto e la presenza di *matte* morta indicano una risalita del limite inferiore probabilmente causato dalla riduzione della disponibilità luminosa (Pergent *et al.*, 1995). La prateria sembra risentire degli apporti terrigeni provenienti dai vicini insediamenti antropici (1,71 MN da Agropoli) e dalla vicina Foce del fiume Sele (8.3 MN) come indicato dall'abbondante componente fangosa e dalla maggior quantità di materia organica rinvenuta nei sedimenti. La materia organica se presente in quantità elevate riduce l'ossigeno disponibile nel sedimento con conseguente limitazioni alla crescita della pianta (Pérez *et al.*, 2005). I sedimenti fini possono provocare problemi di tipo meccanico per la componente ipogea (Cancemi *et al.*, 2000); inoltre la loro risospensione può portare ad una alterazione delle caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua, quali l'aumento della torbidità e della sostanza organica disciolta e sospesa; la loro rideposizione sulle foglie può determinarne una riduzione della capacità fotosintetica.

Il fattore più importante nel controllo della dinamica di crescita della prateria di P.ta Tresino sembra essere proprio l'intensità luminosa che in questa zona è minore come dimostrato dalla profondità media del disco di Secchi (circa -11 m). La riduzione della luce infatti influenza negativamente l'attività fotosintetica della pianta e il bilancio di carbonio riducendo così la crescita e alterando i processi di produzione primaria della pianta (Ruiz e Romero, 2001).

Come conseguenza può manifestarsi una minore copertura e una ridotta densità della prateria, come riscontrato a P.ta Tresino (vedi Tab. 4.2). Al tempo stesso deboli copertura e densità sono in grado di favorire la risospensione dei sedimenti fini (Gonzalez- Correa *et al.*, 2005).

A P.ta Tresino, sebbene le condizioni generali del sito non siano migliori (limite a tratti regressivo, substrato di impianto fine, quasi fangoso maggior torbidità, e conseguente minor numero di ciuffi) esse sono probabilmente più stabili, e tale stabilità si riflette nel numero pressoché costante di ciuffi rilevato in ciascun anno di campionamento.

In generale in tutti gli anni i valori delle conte di densità hanno fatto rientrare entrambe le praterie nella classe a densità normale (Buia *et al.*, 2004).

Si fa notare che le variabili strutturali riportate nella Tabella 4.2 sono rimaste praticamente invariate nel tempo (2002-2006). Questo sembra dimostrare che nella zona non esiste un evidente disturbo di tipo meccanico provocato dalla pesca a strascico. Le due praterie infatti sono localizzate nell'Area Marina Protetta di Santa Maria di Castellabate e questo dovrebbe rappresentare un deterrente per la pesca a strascico illegale identificata come una delle cause più importanti di degrado delle praterie a *Posidonia oceanica* soprattutto di quelle profonde (Ardizzone *et al.*, 1982; Ceccherelli *et al.*, 2007; Montefalcone *et al.*, 2008).

Nonostante le condizioni di P.ta Tresino siano meno favorevoli rispetto a quelle di P.ta Licosa le caratteristiche strutturali della prateria indicano, in generale, un buono stato ecologico. Infine il fatto che non sia mai stato riscontrato in nessuna prateria e in nessun anno di campionamento lo scalzamento dei fasci induce a pensare che non vi siano nella zona delle perturbazioni dell'ambiente che possano provocare modificazioni del regime delle correnti. In particolare a P.ta Licosa, dove sono presenti correnti di fondo variabili e intense, il tasso di sedimentazione è sufficiente per consentire ai fasci una giusta base di ancoraggio ed evitare così lo scalzamento dei rizomi (Pergent *et al.*, 1995).

Nel presente lavoro per le analisi morfometriche e lepidocronologiche sono stati processati complessivamente 300 fasci.

Le analisi condotte sulle variabili morfometriche, i cui valori sono stati mediati per i cinque anni di studio, hanno evidenziato differenze significative tra le stazioni con valori più alti nella prateria di P.ta Licosa (vedi Tab. 4.4). Questo è

un risultato atteso in considerazione delle migliori condizioni ambientali in cui si trova la praterie di P.ta Licosa che si traducono, evidentemente, in una migliore risposta della pianta a livello di produzione fogliare.

Nel corso dei cinque anni di studio (2002-2006) si sono riscontrate variazioni nei parametri morfometrici in entrambe le praterie. In particolare, sia a P.ta Licosa che a P.ta Tresino, la lunghezza delle foglie/fascio e la biomassa verde/fascio hanno andamento discendente dal 2002 sino al 2006. Tuttavia tali variazioni sono imputabili ai diversi periodi di campionamento; infatti il primo anno il campionamento si è effettuato in primavera inoltrata (fine aprile) quando le foglie intermedie e adulte sono più lunghe (i valori massimi si registrano nei mese di giugno-luglio per gli *stand* profondi), mentre l'ultimo anno il campionamento è avvenuto in pieno inverno (inizi di febbraio) che corrisponde al periodo in cui si registrano i valori minimi di lunghezza e biomassa (Buia *et al.*, 1991, Caye e Rossignol 1983). Nel presente studio il numero di foglie/fascio e la larghezza delle foglie mostrano un andamento più stabile nel tempo; solo nell'anno 2004 si sono registrati valori significativamente più bassi rispetto a quelli registrati negli altri anni (2002-2003-2005 e 2006). Nonostante le suddette variabili morfometriche siano soggette a variazioni stagionali i cambiamenti che esse subiscono avvengono in maniera meno repentina rispetto alla lunghezza delle foglie e alla biomassa verde che possono avere anche variazioni notevoli da un mese all'altro. Precedenti studi fenologici hanno evidenziato che per le praterie profonde vi sono due picchi di produzione delle foglie intermedie, uno ad aprile e uno a novembre (Zupo *et al.*, 1997) mentre non si hanno variazioni significative nel numero di foglie adulte prodotte tra stagioni nell'arco di un anno (Buia *et al.*, 1991). La bassa produzione riscontrata nell'anno 2004 in entrambe le praterie fa presupporre la presenza di una qualche perturbazione che non è stata riscontrata negli anni successivi. L'ipotesi più probabile è una riduzione della disponibilità di luce poiché a profondità così elevate il fattore determinante nella produzione della pianta è rappresentato appunto dall'irradianza (Lorenti *et al.*, 1995).

Per entrambe le praterie tutti i parametri morfometrici stimati nel presente studio hanno valori confrontabili con quelli riscontrati per altre praterie profonde (Buia *et al.*, 1992; Buia *et al.*, 2000; Mazzella *et al.* 1989; Mazzella *et al.*, 1993; Zupo *et al.*, 1997).

Le analisi lepidocronologiche hanno consentito di stimare la produzione pregressa della pianta per intervalli di tempo variabili nelle due praterie e nei cinque anni ma in generale da un minimo di 12 anni a un massimo di 18. Si evidenzia il fatto che durante i campionamenti non sono stati prelevati fasci molto giovani che avrebbero restituito informazioni limitate sulla scala temporale.

Gli andamenti di produzione stimati nei cinque anni consecutivi (2002-2006) mostrano un certo grado di variabilità nei valori ottenuti per gli stessi anni lepidocronologici, soprattutto nella prateria di P.ta Tresino per le stime effettuate nell'anno di studio 2004 (vedi Fig. 4.5). Si tratta tuttavia di variazioni di lieve entità che possono essere legate a fattori, come la geomorfologia del fondale, che influenzano la crescita dei fasci su piccola scala (Oliva, 2002).

Diversamente il picco di produzione, sia in mg/anno sia in mm/anno, registrato per l'anno lepidocronologico 2000, che è stato riscontrato in tutti i fasci analizzati, potrebbe essere riferito ad un aumento del tasso di sedimentazione che si è manifestato soprattutto nella prateria di P.ta Licosa.

Il confronto statistico effettuato sui dati di biomassa e allungamento del rizoma cumulati nei cinque anni e in ciascuna prateria e per l'intervallo di tempo di 12 anni (1991-2002) rivela una differenza significativa tra le due praterie: P.ta Licosa mostra valori di produzione (mg/anno e mm/anno) sempre più alti rispetto a P.ta Tresino. Anche la stima delle produzioni conferma le migliori condizioni della prateria di P.ta Licosa.

Dall'analisi dei dati normalizzati rispetto alla media ponderata si desume che le due praterie hanno il medesimo andamento della produzione per lo stesso intervallo di tempo (1991-2002). Vale a dire che, nonostante siano stati registrati valori di produzione differenti, il ritmo di crescita delle due praterie è lo stesso, per entrambe le variabili (vedi Fig. 4.8 e Tab. 4.7). Questo risultato suggerisce come la produzione della pianta possa essere influenzata da diverse forzanti che agiscono su scala spaziale differente (Gonzalez-Correa, 2007). Su piccola scala le praterie sono influenzate dalle diverse caratteristiche edafiche e chimico-fisiche della colonna d'acqua (composizione e granulometria del sedimento di impianto, trasparenza, regime di correnti, disponibilità della luce, disponibilità di nutrienti, ecc.) capaci di influenzare la produzione della pianta a livello quantitativo; a scala più ampia altre forzanti ambientali, ad esempio la temperatura, di cui si è

documentata l'influenza sui *pattern* di produzione stagionale (Zupo et al., 1997), insieme a “forzanti” endogene alla pianta (Buia et al., 2006) influiscono sull'andamento ossia determinano il ritmo di crescita della pianta.

Gli effetti delle forzanti che agiscono a scala spaziale ancor più ampia non sono evidenti negli andamenti della crescita delle praterie di P.ta Tresino e P.ta Licosa che non variano proprio in considerazione delle condizioni ambientali simili, a causa della ridotta distanza che le separa. D'altra parte *trend* di crescita confrontabili si sono riscontrati anche tra fanerogame appartenenti a specie diverse che crescono in aree vicine, suggerendo che, in generale, la dinamica di crescita delle fanerogame è influenzata dalle variazioni climatiche stagionali mentre i tempi e l'intensità della risposta sono specie-specifiche (Marbà *et al.*, 1997).

Seguendo la classificazione di Pergent-Martini *et al.*, 1999 in Tabella 5.1, che fa riferimento ai parametri funzionali di numero di foglie/anno e allungamento del rizoma in mm/anno, la prateria di P.ta Licosa mostra valori che rientrano nella norma. A P.ta Tresino invece i valori sono normali solo per il numero di foglie prodotte ma l'allungamento ha una variazione rispetto alla media superiore al 10% che la classifica in uno stato subnormale inferiore.

**Tab. 5.1** Classificazione delle praterie in base ai parametri funzionali numero di foglie/anno e mm/anno (da Pergent-Martini *et al.*, 1999 modificata).

<b>Produzione fogliare (n. foglie/anno)</b>	<b>Variazioni rispetto alla media Da 0 al 10%</b>	<b>produzione del rizoma (mm/anno) 5,9-8,9</b>	<b>Variazioni rispetto alla media Da 0 a 20%</b>	<b>Valutazione</b>
6,8-8,3	Da 0 al 10%	5,9-8,9	Da 0 a 20%	Normale
6,0-6,8	Da 0 al 20%	3,7-5,9	Da 20 al 50%	Subnormale inferiore
8,3-9,0		8,9-11,1		Subnormale superior
< 6,0 e >9,0	>20%	< 3,7 e > 11,1	> 50%	Estrema

Le due praterie di P.ta Tresino e P.ta Licosa hanno dimostrato differenze a livello sia strutturale sia funzionale. Tuttavia in entrambe si sono osservati i più bassi valori di produzione, in termini di biomassa e allungamento del rizoma, negli anni immediatamente precedenti all'anno di campionamento (vedi Fig. 4.5 e Fig. 4.6). Questo risultato indica che la crescita del rizoma (mg/anno e mm/anno) non termina con l'anno lepidocronologico ma prosegue per un periodo di tempo più lungo in cui, verosimilmente, avviene il processo di lignificazione. *Posidonia oceanica* infatti rispetto ad altre fanerogame rivela alte quantità di lignina in particolare nelle radici e nel rizoma (Klap *et al.*, 2000).

Nel presente studio il tempo necessario al rizoma per completare la sua crescita è stato quantificato grazie all'analisi condotta sulla produzione di un unico anno lepidocronologico (2001) del quale è stata seguita l'evoluzione attraverso l'analisi di campioni prelevati per cinque anni consecutivi (dal 2002 al 2006). Così è stato possibile evidenziare che l'incremento ponderale del rizoma si ferma dopo quattro anni, mentre l'allungamento termina dopo due anni, poichè gli incrementi successivi sono molto ridotti e non significativamente differenti rispetto al valore di crescita del secondo anno.

In studi precedenti (Buodouresque *et al.*, 1983; Peirano 2002) è stato ipotizzato che il rizoma necessitasse di un tempo superiore all'anno lepidocronologico (circa tre anni) per completare la propria crescita. Tuttavia non era stata fornita una valenza statistica e non si è differenziato tra l'incremento ponderale e l'allungamento del rizoma.

Nel presente lavoro vengono identificate le percentuali di crescita, sia per la biomassa che per l'allungamento, di rizomi che si trovano oltre la batimetrica dei 30 m. La produzione in termini di mg/anno registra un aumento del 66% dal primo al quarto anno e si assesta a partire dal quinto anno. In particolare dal primo al secondo aumenta del 16,5%, dal secondo al terzo del 10%, mentre nel passaggio dal terzo al quarto anno si assiste all'incremento più rilevante della crescita, del pari al 37,4%. L'allungamento complessivamente mostra una crescita del 30% con un aumento del 18% dal primo al secondo anno e del 14,4% dal secondo al terzo. Negli anni successivi la crescita è ancora in atto ma con un aumento che si aggira intorno al 5%.

I risultati ottenuti forniscono nuove e importanti implicazioni nell'ambito dell'utilizzo della tecnica analitica ma soprattutto nell'interpretazione delle informazioni ricavabili dalla lepidocronologia.

In studi volti a valutare la produzione della pianta occorre tenere in considerazione gli effettivi tempi necessari alla crescita completa del rizoma per evitare di fornire valori sottostimati. Inoltre eventuali confronti sulla produzione del rizoma tra diverse praterie sono corretti solo attraverso valutazioni da effettuare sulla stessa scala temporale o su scale temporali che non comprendano i quattro (per la biomassa) e due (per l'allungamento) anni immediatamente precedenti i campionamenti.

Allo stesso modo per valutare la risposta della pianta ad un possibile impatto è necessario che siano passati almeno quattro anni dall'evento impattante. L'unica variabile lepidocronologia che può fornire indicazioni immediate è il numero di foglie che si completa già a partire dal primo anno precedente il campionamento (Guidetti, 2001).

In prospettiva la valutazione della durata dei tempi di crescita del rizoma, in termini di biomassa e/o allungamento, e la loro consistenza in regioni differenti e a profondità differenti, può essere di grande rilevanza ai fini di monitoraggi su scala nazionale e per confronti su scala mediterranea. *Posidonia oceanica* infatti è considerata un indicatore dello stato ecologico dei corpi idrici ai sensi della WFD 2000/60 e, in Italia, è utilizzata per il monitoraggio dell'ambiente marino-costiero ai sensi della L. 979/82.

## 5.2 CICLO ENDOGENO (OBIETTIVO II)

L'applicazione della lepidocronologia su campioni raccolti in anni differenti nello stesso sito ha consentito, come primo rilevante risultato, di ottenere una serie storica sulla produzione di una prateria di *Posidonia oceanica* di ben trenta anni (dal 1972 al 2001) (vedi Fig. 4.17 a,b,c). La possibilità di lavorare su serie storiche che coprissero un arco di tempo trentennale è stata evocata, come requisito essenziale, per avere informazioni sull'esistenza di cicli pluriennali, già dai primi studi sulle variazioni cicliche delle scaglie che hanno consentito di mettere a punto la tecnica lepidocronologica (Pergent *et al.*, 1983).

I dati di produzione relativi al suddetto intervallo di tempo mostrano un certo grado di variabilità tra gli anni, in particolare per la produzione in termini di mg/anno e mm/anno, mentre il numero di foglie ha un andamento più stabile nel tempo. La maggiore variabilità interannuale dell'allungamento rispetto al numero di foglie/anno era già stata evidenziata da Marbà e Duarte (1997). Il comparto ipogeo risponde con variazioni della produzione anche all'anisotropia della densità del sistema, ampiamente documentato per la prateria di Lacco Ameno (Oliva, 2002; Migliaccio, 2005; Zupo *et al.*, 2006, 2006); questo rivela l'elevata plasticità del rizoma che produce in modo differente in zone diverse della prateria (Gonzalez-Correa *et al.*, 2007).

Inoltre, le analisi sui rizomi di Lacco Ameno hanno evidenziato alcuni anni (1977, 1980, 1988) con valori di produzione (mg/anno e mm/anno) più bassi rispetto alle curve di tendenza. Per gli anni immediatamente precedenti quelli citati, ad eccezione del 1976, per il quale non sono disponibili testimonianze, la prateria di Lacco Ameno è stata interessata da eventi di fioritura, anche intensa in termini di frequenza di fasci fioriti (Buia e Mazzella, 1991). Questo risultato confermerebbe quanto già osservato in altre praterie del Mediterraneo occidentale nelle quali si è osservata una riduzione significativa della produzione l'anno successivo all'evento fioritura (Buia *et al.*, 2005).

Sebbene non siano noti i rapporti tra la produzione dei rizomi e la loro densità, né quali siano i fattori che innescano e governino i processi riproduttivi, come pure la loro influenza sulla produzione della pianta (Balestri e Cinelli, 1993), queste osservazioni indicano comunque come molteplici fattori possano incidere sulla variabilità nell'andamento della produzione dei rizomi. Il comparto

del rizoma sembra essere maggiormente sensibile ai processi che agiscono su piccola scala e governati da fattori, quali per esempio la disponibilità dei nutrienti, il tasso di sedimentazione, la disponibilità della luce (Pergent-Martini *et al.*, 1995) che possono variare in misura rilevante, sia nel corso dell'anno sia tra anni diversi. Al contrario il numero di foglie, più costante, potrebbe essere influenzato soprattutto da fattori che agiscono su più ampia scala, ad esempio la temperatura, che varia stagionalmente ma meno a livello interannuale (Zupo *et al.*, 1997).

La standardizzazione dei dati di produzione per confrontare le tre variabili con la medesima unità di misura (scarto rispetto alla media ponderata) ha evidenziato il medesimo andamento fluttuante per la biomassa e per l'allungamento. In particolare si osservano, per entrambi gli andamenti, anni con alta produzione alternati ad anni con bassa produzione (vedi Fig. 4.20 a e b); questa alternanza si ripete due volte nel periodo di tempo 1972-2001.

Non emerge lo stesso tipo di andamento per il numero di foglie/anno che invece è di tipo lineare con tendenza ad aumentare a partire dal 1985 (vedi Fig.4.20 c).

Per tutte e tre le variabili considerate si è dimostrato che le serie temporali non sono casuali, mentre solo per la biomassa e l'allungamento del rizoma il segnale osservato (ossia l'alternanza di anni ad alta produzione e anni a bassa produzione) è apparso legato a un *pattern* ciclico che si ripete circa ogni 8-9 anni (vedi Fig. 4.20 a e b e 4.21 a e b). Nel complesso il fenomeno ciclico rilevato ha una durata è di circa 24 anni.

L'andamento periodico della produzione mette in luce l'esistenza di un ciclo endogeno della pianta fino ad oggi solo ipotizzato per la mancanza di dati su scala temporale così lunga. Pergent *et al.* (1983) riferiscono di un ciclo nello spessore delle scaglie della durata di 11 anni che potrebbe avere una qualche attinenza con la ciclicità solare; Buia *et al.* (2006) evidenziano una parte del ciclo nella produzione ipotizzando una durata di circa 20 anni su una scala temporale di 28 anni; infine Marbà e Duarte (1997) rilevano delle fluttuazioni nei dati di produzione (mm/anno) su scala temporale più breve (7 anni) riferibili a episodi alternati di erosione e apporto di sedimenti lungo le coste spagnole. Questi ultimi autori, con analisi su fasci di circa 20 anni di età, ipotizzano anche la presenza di un secondo andamento ciclico la cui durata viene stimata intorno ai 25 anni.

Inoltre riferiscono variazioni della produzione, su ampia scala temporale, simili anche in praterie distanti 1.000 Km, indicando una possibile influenza sulla pianta dei cambiamenti climatici che si verificano nella regione mediterranea.

Duarte *et al.*, 1999 forniscono indicazioni sulle scale temporali dominanti nelle quali si verificano le variazioni dei principali forzanti che influenzano il clima Mediterraneo. La temperatura della superficie del mare, il livello del mare, e le precipitazioni, mostrano degli andamenti con oscillazioni sia stagionali sia su più ampia scala temporale: per ciascuno il periodo dominante è di 22 anni. L'esistenza di un ciclo di 24 anni riscontrato nella produzione della prateria di Lacco Ameno potrebbe riflettere le variazioni pluriennali del clima marino Mediterraneo; simili andamenti oscillatori dominanti, su scale temporali piuttosto lunghe, sono stati riscontrati anche nei *patterns* di abbondanza dello zooplancton (Mazzocchi e Ribera D'Alcala, 1995).

Il periodo di 22 anni che caratterizza le oscillazioni pluriennali del clima marino del Mediterraneo corrisponde al periodo di variazione nell'attività solare (Mazzarella e Palumbo, 1988). Tuttavia i cambiamenti in atto nel clima Mediterraneo (Marbà e Duarte, 2010), legati agli impatti antropici, tenderebbero a livellare queste oscillazioni. In altre parole, quando ad agire sugli ecosistemi sono prevalentemente forzanti antropici, la registrazione dei cambiamenti su scala decennale mostra un andamento che tende a divenire monotono poiché i forzanti climatici sono di secondaria importanza (Duarte *et al.*, 1999).

Nella prateria di Lacco Ameno l'influenza degli impatti antropici, legati all'urbanizzazione della costa prospiciente, è stata documentata (Guidetti *et al.*, 2000). Tuttavia l'identificazione di un ciclo di 24 anni nella produzione (mg/anno e mm/anno) del comparto ipogeo suggerisce una maggiore influenza dei forzanti climatici di lunga durata il cui andamento oscillatorio dominante sarebbe capace di mascherare i forzanti antropici.

La temperatura della superficie dell'acqua nel Bacino nord-occidentale, che sarebbe caratterizzata da variazioni cicliche su lunga scala temporale con periodicità di 22 anni (Duarte *et al.*, 1999), risulta uno dei principali fattori determinanti la maggior parte dei processi biologici. Negli ultimi decenni la temperatura ha registrato un incremento in tutto il Mediterraneo (Marbà e Duarte, 2010); dal 1984 al 1990 l'aumento della temperatura nel bacino nord-occidentale

è stato di 1,5 °C (con due minimi storici nel 1983 e nel 1987 caratterizzati dal fenomeno ENSO (El Niño Southern Oscillation) (Santolieri *et al.*, 1994). Non è ancora chiaro se l'aumento delle temperatura in atto sia legato ad una fase normale dell'oscillazione su scala pluriannuale lunga oppure sia un incremento monotono innescato dagli impatti antropici (Duarte *et al.*, 1999).

In studi recenti si dimostra che effettivamente il riscaldamento del Mediterraneo è in atto: è stato registrato un ulteriore aumento della temperatura di 1°C in più per l'intervallo di tempo 2002-2006 rispetto all'intervallo di tempo 1988-1999 in cui la massima media annuale era di 26,6°C. Questi aumenti sono dovuti a due ondate di calore avvenute negli anni 2003 (28,83°C) e 2006 (28,54°C) (Marbà e Duarte, 2010).

Nel presente lavoro, i risultati ottenuti correlando i dati di temperatura dell'aria (di cui si dispongono dati storici per la zona campana) con i dati di produzione (mg/anno, mm/anno e numero di foglie/anno) hanno evidenziato che nell'intervallo di tempo esaminato non esiste correlazione positiva tra temperatura e produzione in termini di allungamento e biomassa, mentre esiste tra la temperatura e il numero di foglie/anno. Infatti, sia la produzione delle foglie sia la temperatura hanno andamenti lineari monotoni e, in entrambi i casi, si osserva un aumento significativo a partire dal 1985. Tuttavia, mentre la temperatura continua a crescere, la variabile numero di foglie/anno aumenta fino al 1998 per poi invertire la tendenza.

La riduzione del numero di foglie all'aumentare della temperatura è già stata descritta come risposta a un evento straordinario, verificatosi durante l'anno 1999, quando sono registrate delle temperature molto elevate, sino a 24°C a profondità di 20-30 m lungo le coste della Liguria e della Provenza (Mayot *et al.*, 2005). Marbà e Duarte (2010) riferiscono di una correlazione positiva tra il tasso di mortalità riscontrato in due praterie a *Posidonia oceanica* dell'isola di Cabrera (arcipelago delle Baleari, Spagna) e l'aumento anomalo di temperatura verificatosi in due anni 2003 e 2006.

L'evidenza di un andamento fluttuante nella produzione del comparto ipogeo, la cui durata riflette le variazioni cicliche caratteristiche del clima Mediterraneo, conferma l'importanza di *P. oceanica* come organismo indicatore di cambiamenti ambientali. Grazie alla sua longevità la pianta può registrare i

cambiamenti in atto nel clima e, mediante le tecniche di retrodatazione, è possibile comprendere le possibili conseguenze sulla struttura e funzionamento degli ecosistemi.

In generale i risultati ottenuti mettono in evidenza la necessità di lunghe serie temporali per poter quantificare gli effetti dei cambiamenti climatici in atto, dimostrano come numerosi forzanti agiscano, a diverse scale spaziali e temporali, sulle praterie a *Posidonia oceanica* e che le risposte della pianta possono differire tra comparti diversi.

In particolare, la prateria di Lacco Ameno è un sito intensamente studiato sin dal 1979 e su cui si dispone di una grande quantità di informazioni (sulla dinamica, sulla struttura e sul funzionamento). Per questo un ulteriore arricchimento dei dati della già straordinaria serie storica di 30 anni potrebbe essere un valido aiuto per individuare gli effetti dei cambiamenti climatici ormai in atto nel Mediterraneo.

### 5.3 RISPOSTE A PERTURBAZIONI AMBIENTALI (OBIETTIVO III)

Le piante marine completamente sommerse hanno sviluppato adattamenti ecologici, fisiologici e morfologici unici per completare il loro ciclo vitale. Ne sono un esempio i meccanismi di trasporto interno dei gas, la riallocazione dei cloroplasti nell'epidermide, il completamento dell'intero processo di impollinazione nell'ambiente liquido, l'attuazione di diverse strategie di dispersione e tanti altri (den Hartog 1970, Les *et al.* 1997).

Per trasportare l'ossigeno dalle foglie al comparto ipogeo (rizoma e radici), non fotosinteticamente attivo ma quantitativamente dominante (Terrados *et al.* 1999; Guidetti *et al.*, 2002), le fanerogame richiedono una quantità di luce che oscilla tra il 25% e 1% della luce incidente, estremamente più alta rispetto a molte altre piante (Dennison *et al.* 1993). Questo elevato fabbisogno di luce giustifica la particolare sensibilità di queste piante ai cambiamenti ambientali in generale ma, soprattutto, a quelli che alterano la trasparenza della colonna d'acqua. Tale riduzione è spesso associata ad interventi antropici che viene effettuato lungo la linea di costa; il posizionamento di blocchi sommersi, la costruzione di porti, moli e spiagge artificiali create con materiale non idoneo, il posizionamento di condotte fognarie, il ripascimento delle spiagge, ecc. sono tutte attività che determinano un apporto temporaneo o un'alterazione permanente della dinamica sedimentaria originale. Esiste un'ampia documentazione bibliografica a testimonianza di come le attività umane costiere, causando una riduzione della penetrazione della luce nella colonna d'acqua, rappresentino una delle minacce più rilevanti per le piante marine in termini di crescita, di produzione e di sopravvivenza delle specie (Short e Wyllye-Echeverria, 1996; Duarte, 2002; Ruiz e Romero, 2003; Lotze *et al.* 2006; Orth *et al.*, 2006; Waycott *et al.* 2009). Nel Mediterraneo, Meinesz *et al.* (1991), Peirano *et al.* (2005), Bianchi e Peirano, 1995, Badalamenti *et al.*, (2006), Montefalcone *et al.* (2007) hanno evidenziato come la regressione del sistema a *Posidonia oceanica* in alcune aree costiere sia da imputare proprio ad alterazioni dell'equilibrio sedimentario.

L'effetto negativo sulla produzione fogliare di *Posidonia oceanica* indotto dalla diminuzione della trasparenza della colonna d'acqua (successivo alla

rottura di una condotta fognaria), è stato valutato da Guidetti e Fabiano (2000). La sporadicità dell'evento (durato qualche mese) ha provocato una riduzione di circa il 20% nella produzione fogliare della pianta nell'anno lepidocronologico coincidente con quello solare dell'avvenimento. Il fenomeno non ha indotto alterazioni nello sviluppo morfometrico dell'apparato fogliare ma soltanto una riduzione del numero di foglie presenti sul ciuffo. Trattandosi infatti di materiale fuoriuscito da una condotta, sulla pianta non c'è stato un accumulo improvviso e massivo di sedimento che ha soffocato la prateria ma il particolato molto fine è rimasto in sospensione riducendo la penetrazione della luce anche a basse profondità.

Si rimanda a Cabaco *et al* (2008) per una revisione degli impatti sulle fanerogame marine indotti da sepoltura ed erosione sedimentaria. Tra gli impatti naturali descritti compaiono anche quelli scaturiti da violenti uragani che sempre più frequentemente colpiscono le zone costiere. Nel bacino mediterraneo non si formano fenomeni atmosferici così catastrofici ma possono comunque verificarsi nel periodo invernale mareggiate particolarmente distruttive come quella che nel Dicembre 1999 colpì le coste ischitane.

I nostri risultati dimostrano che nonostante l'intensità della mareggiata che ha colpito la prateria di Cava, l'impatto sulla prateria è avvenuto soprattutto a livello strutturale. Pur non disponendo di dati che ci permettano di valutare la variazione del coefficiente di attenuazione della luce lungo la colonna d'acqua durante il maroso, il periodo di torbidità non è stato così prolungato nel tempo, come dimostrano i dati di temperatura e irradianza, rientrati nella media stagionale già dopo un mese dall'evento. Ne sono conferma la mancanza di differenze significative sia nella produzione fogliare sia nei parametri morfometrici delle foglie, valutati rispettivamente prima e dopo (Vedi Tab. 4.16).

La movimentazione di sabbia sul fondo provocata dai marosi ha comunque indotto una risposta funzionale nella pianta, come dimostrano i dati di retroproduzione ottenuti con la tecnica lepidocronologica. Sia nello *stand* superficiale che in quello profondo si assiste ad una impennata nella produzione del rizoma l'anno successivo alla perturbazione (Vedi Tab. 4.13). Questo incremento, sia in termini di incremento ponderale che di allungamento, perdura in maniera significativa per almeno due anni.

In generale nelle fanerogame la crescita del rizoma è specie-specifica e strettamente connessa alle dimensioni delle specie (Duarte, 1991); a questa variabilità intrinseca si sovrappone anche una variabilità intraspecifica regolata da fattori esterni: la pianta è in grado di rispondere a condizioni sfavorevoli modificando i propri ritmi e modalità di crescita (Marbà e Duarte, 1994, Marbà e Duarte, 1998). *P. oceanica* conserva la capacità di accrescersi in senso verticale ed orizzontale (Tomlinson 1974), passando indifferentemente dall'una all'altra modalità in relazione alla disponibilità di substrato e luce (Molennar *et al.*, 2000).

L'elevato incremento nel tasso di produzione dei rizomi, osservato per l'anno 2000 a entrambe le profondità, testimonia la velocità di risposta della pianta a variazioni del regime sedimentario anche così puntiformi, confermando quanto già osservato da Boudouresque e Jeudy de Grissac (1983) e Boudouresque *et al.* (1984). Questi autori avevano evidenziato infatti che spostamenti regolari di piccole dune di sabbia sul fondo possono indurre accelerazioni o decrementi "anomali" nel ritmo ciclico di crescita dei rizomi, senza che intervengano anomalie ambientali di rilievo.

I dati evidenziano un equilibrio nella dinamica di crescita dei rizomi confermato dalla correlazione positiva tra allungamento e incremento ponderale, prima e dopo il disturbo (Vedi Fig. 4.31 e 4.32). Questi risultati, se da una parte dimostrano la sensibilità della specie a cambiamenti ambientali e la sua capacità di risposta, dall'altra ne sottolineano la resilienza, se le condizioni "ottimali" siano ripristinate.

Per contro, l'impatto meccanico della mareggiata ha indotto uno scalzamento delle piante, documentato dalle fotografie delle zolle e delle *banquette* di foglie spiaggiate.

Nella sola stazione superficiale, la ripartizione percentuale tra comparto ipogeo ed epigeo risulta alterata registrando una riduzione di circa il 70% del comparto dei rizomi. Lo scalzamento deve avere interessato soprattutto la porzione di *matte* non ricoperta da ciuffi vivi in quanto non è evidente un cambio di stato nella struttura della prateria, la cui densità per metro quadrato misurata anche a distanza di 5 anni, la fa classificare ancora una volta come Prateria a Densità Eccezionale. L'evento non sembra aver colpito gli *stand* più profondi;

l'unica testimonianza è l'accumulo di detrito che fa raddoppiare la percentuale relativa del comparto ipogeo.

I risultati qui presentati rappresentano una delle poche osservazione *in situ* sugli effetti di un disturbo naturale sul sistema a *Posidonia oceanica* nel Mediterraneo.

Ci portano a concludere che anche per *Posidonia* come già dimostrato da Carlson *et al.* (2010) per sistemi di estuario i danni a carico della qualità dell'acqua, soprattutto se persistenti, sono più impattanti rispetto a quelli fisici come quelli indotti da cicloni o mareggiate particolarmente violente.

La maggior parte degli impatti derivanti da interventi antropici provoca rilevanti cambiamenti nella dinamica sedimentaria che possono generare effetti negativi permanenti sulle praterie (regressione e completa distruzione) (Cabaco *et al.*, 2008).

L'impatto subito dalla prateria dei Maronti, utilizzata come cava per l'estrazione di sabbia ai fine del ripascimento della prospiciente spiaggia "ripascimento morbido", ne è una testimonianza.

Negli ultimi anni in Italia il problema dell'erosione delle coste ha assunto una notevole rilevanza (GNRAC, 2006), soprattutto per le ingenti perdite economiche connesse col mancato sfruttamento della fascia costiera; i ripascimenti sono così diventati la "panacea" di tutti i problemi (Besson e Lupino, 2003; Chiocci e La Monica, 2003; Paganelli, *et al* 2004; Preti, 2002; Pulcini *et al.*, 2002).

Purtroppo nel nostro paese le operazioni di ripascimento degli arenili non hanno seguito sino ad ora protocolli standardizzati (Nicoletti *et al.*, 2009) nè esistono provvedimenti legislativi atti a garantire l'integrità dei sistemi che potrebbero risultarne impattati. A ciò si aggiunge che nel nostro paese la valutazione di impatto (Green K., 2002) riguardano spesso altri organismi bentonici (Nonnis *et al.*, 2002; Simonini *et al*, 2007; La Porta *et al.*, 2009) piuttosto che le fanerogame, che sono più sensibili a variazioni sedimentarie (Manzanera *et al.*, 1998; Badalamenti *et al.* 2006), ma che tanta importanza rivestono nella fascia costiera più superficiale.

Un'interessante revisione di Speybroeck *et al.* (2005) mette in evidenza come sia difficile generalizzare conclusioni generali sull'impatto dei ripascimenti

anche se spesso nel breve termine questi possano determinare la morte totale della vita marina bentonica. Le possibilità di recupero possono avvenire attraverso due vie: capacità di sopravvivenza delle specie residenti o grazie alla ricolonizzazione di specie migranti, queste ultime strettamente connesse alle capacità di dispersione delle specie ed alle esigenze ecologiche delle specie stesse.

Nel caso della prateria dei Maronti, questo sistema ha subito un doppio impatto in quanto non solo era prospiciente alla spiaggia dove è avvenuto il ripascimento ma è stata anche zona di cava. La sovrapposizione, seppur parziale, dell'area di cava con quella di impianto di *Posidonia oceanica* e la durata delle operazioni (meno di 24h) hanno comportato la completa perdita di 4ha di prateria compresi tra 18 e 25m. A nostra conoscenza, una perdita così massiccia e rapida di prateria di *Posidonia* può essere paragonata soltanto a quella provocata dallo scoppio di una bomba lungo le coste francesi (Meinesz e Lefevre, 1984).

E' rilevante sottolineare come la frammentazione dell'habitat provocata dall'estrazione nella porzione più profonda della prateria dei Maronti abbia "intaccato" la resilienza della pianta. In questo caso l'impatto è stato duplice: prima è intervenuto il fenomeno erosivo, massivo, che ha modificato drammaticamente la struttura stessa della prateria (con canali profondi fino a 5m) e del fondo, precedentemente coperto per circa il 70% dalla pianta.

L'erosione ha così "messo a nudo" la porzione ipogea delle zolle rimaste, andando ad indebolire l'ancoraggio della pianta al substrato e diminuendone la stabilità strutturale. La capacità di opporsi a fenomeni erosivi è legata ancora una volta alle dimensioni della specie e soprattutto a quelle del suo apparato rizomatoso (Cabaco et al., 2008). Tra le fanerogame del mediterraneo, *Posidonia oceanica* è sicuramente la maggiore, con una preponderanza percentuale del comparto ipogeo rispetto a quello epigeo (Buia et al., 2000) e questo aiuta a comprendere la sua stabilità anche in siti ad alto idrodinamismo.

Dopo il fenomeno erosivo è intervenuto immediatamente il processo di soffocamento della pianta, dovuto alla risospensione delle ingenti quantità di sedimento che erano state spostate e che hanno contribuito a mantenere torbida la colonna d'acqua per molti mesi. Purtroppo non ci sono dati per poter ipotizzare

che al nuovo regime sedimentario instauratosi si sia accompagnata anche una qualità differente del sedimento, così come supportato da altri autori dopo operazioni di escavo (Ruiz e Romero 2003; Cooper *et al.*, 2007).

La possibilità che la prateria di *Posidonia* distrutta possa riformarsi è quanto mai bassa. In un lavoro di Correa-Gonzales *et al.* (2005) che mette a confronto la capacità di recupero di praterie profonde, impattate e non, dall'attività di pesca a strascico, si calcola come il processo di ricrescita, una volta eliminato il disturbo, possa richiedere almeno 100 anni. In un lavoro successivo di Correa-Gonzales *et al.* (2008) si sottolinea come gli effetti del ripascimento sulla prateria siano evidenti ancora a distanza di molti anni in quanto possono ritardare di circa il 45% la capacità di recupero della pianta a causa di cambiamenti nelle caratteristiche sedimentarie.

A parte la distruzione degli *stand* profondi, una riduzione nei valori di copertura della prateria superficiale dal 70 al 50% (prima e dopo, rispettivamente) indicano che un certo grado di seppellimento/scalzamento è avvenuto, nonostante la valutazione strutturale del prato (densità), nelle macchie integre, classifichi ancora la prateria nella classe normale.

Anche se i dati morfometrici a nostra disposizione non sono stagionalmente coincidenti e quindi non consentono di osservare variazioni temporali tra prima e dopo l'impatto, il loro confronto con altre praterie attorno all'isola d'Ischia (Mazzella *et al.*, 1989) mostra che i valori registrati sia prima che dopo l'estrazione rientrano in quelli medi mensili. L'unica differenza è nella composizione del ciuffo: la prateria dei Maronti ha sempre prodotto un numero medio di foglie più basso. Tale confronto sembra quindi attestare la mancanza di alterazioni funzionali nella pianta.

Differenze emergono dall'analisi dei *trend* produttivi del rizoma. Infatti, la tecnica di retrodatazione evidenzia per l'anno dell'escavo/ripascimento un aumento repentino nell'allungamento del rizoma, testimoniando ancora una volta il veloce adattamento della pianta alla variazione dell'equilibrio sedimentario (Vedi Tab. 4.18 e 4.19).

Contrariamente a quanto osservato nella prateria di Cava, dove l'incremento percentuale maggiore era in termini di incremento ponderale, nella

prateria dei Maronti si verifica l'opposto: il rizoma si accresce più in lunghezza che in biomassa. Purtroppo in letteratura non ci sono lavori per altre praterie nel Mediterraneo che valutino entrambe le modalità di crescita del rizoma. Riteniamo al contrario che il rapporto tra questi due parametri (incremento ponderale e allungamento) possa fornire informazioni importanti sul bilanciamento della dinamica di crescita in risposta a varianti ambientali.

Entrambe le praterie rispondono alla variazione di sedimentazione con una tendenza maggiore verso l'allungamento o verso l'incremento in biomassa in relazione al regime di irradianza che caratterizza i due siti.

L'influenza della granulometria del sedimento che l'impatto mette in sospensione e la particolare esposizione delle due praterie (che, trovandosi sul lato meridionale dell'isola, risultano le più esposte) potrebbe giustificare la mancata diminuzione della produzione fogliare negli anni degli impatti, così come osservato in Guidetti e Fabiano (2000) nella prateria di Lacco Ameno (Ischia), situata sul versante settentrionale. La deposizione dell'ingente quantitativo di materiale fine sulla prateria di Lacco (in seguito alla rottura della condotta fognaria) in loco dalla minore dinamicità della circolazione delle masse d'acqua e dal minore idrodinamismo che caratterizza questa prateria rispetto a quelle sul lato settentrionale dell'isola (Colatoni *et al.*, 1982). La stessa motivazione è stata adottata per spiegare la maggiore persistenza temporale delle mucillaggini bentoniche nella prateria di Lacco rispetto ad altre localizzate sul versante Sud (Lorenti *et al* 2006).

L'importanza delle caratteristiche del sedimento nel dettare la risposta della pianta si evincono dal confronto dei nostri risultati con quelli ottenuti da (Marbà *et al* 2006). Nel loro lavoro infatti si mette in risalto come alti livelli di sostanza organica e di particolato fine derivanti da impianti di acqua cultura determinino una diminuzione dei tassi di crescita del rizoma di *Posidonia oceanica*. A questo decremento probabilmente contribuiscono gli intensi processi ossidativi di mineralizzazione della sostanza organica che, potendo innescare condizioni di anossia nel sedimento, ridurrebbero le capacità di

assorbimento ionico nelle radici e favorirebbero altresì la produzione di sostanze tossiche dei batteri anaerobi (Cancemi *et al.* 2003).

## 6. CONCLUSIONI

L'analisi di dati di produzione di praterie localizzate a profondità molto vicine al limite di distribuzione della fanerogama (oltre i 30 m di profondità) e lo studio di serie temporali trentennali, da considerare estremamente lunghe per organismi bentonici, hanno consentito di raggiungere gli obiettivi prefissati e di acquisire nuove conoscenze sia sul funzionamento della pianta (tempi di lignificazione e ciclo endogeno) sia sui segnali di cambiamento in risposta a perturbazioni ambientali.

In generale i risultati confermano l'influenza di numerose variabili sulla produzione della pianta. In accordo con altri autori, a regolare la funzionalità dei rizomi intervengono variabili endogene e ambientali, soprattutto legate alla disponibilità della luce; un ruolo rilevante sembra essere a carico dei fattori climatici. Inoltre si osserva l'importanza della scala sia spaziale che temporale rispetto alla quale i forzanti biotici e abiotici operano e rispetto alla quale effettuare le osservazioni. In più viene fornita un'ulteriore dimostrazione del fatto che attributi diversi della pianta (densità, produzione del comparto ipogeo ed epigeo) rispondono in maniera differente e in tempi diversi ai forzanti stessi.

I risultati relativi all'obiettivo I del lavoro (tempi di crescita del rizoma) evidenziano che la risposta funzionale della pianta a variazioni ambientali può essere valutata solo dopo quattro anni dall'evento impattante, se si utilizzano le variabili relative ai comparti ipogeo (biomassa e allungamento del rizoma). Infatti quattro anni è il tempo necessario al rizoma per completare la sua crescita e portare a termine il processo di lignificazione. L'unica variabile lepidocronologica che può fornire indicazioni immediate è il numero delle foglie, la cui formazione si completa già a partire dal primo anno precedente il campionamento.

Il ciclo endogeno (obiettivo II) della durata di 24 anni, fino ad oggi solo ipotizzato, riscontrato nella produzione della prateria di Lacco Ameno sulla serie temporale di 30 anni potrebbe riflettere le variazioni pluriennali del clima marino Mediterraneo il quale è caratterizzato dalla dominanza di oscillazioni con un periodo di 22 anni (Duarte *et al.*, 1999). Questo risultato conferma l'importanza di *P. oceanica* come organismo indicatore di cambiamenti ambientali su scala

mediterranea. Grazie alla sua longevità la pianta può registrare i cambiamenti in atto nel clima e, mediante le tecniche di retrodatazione, è possibile comprendere le possibili conseguenze sulla struttura e il funzionamento degli ecosistemi.

Nonostante l'esistenza del ciclo endogeno nella crescita della pianta, la sua influenza sulla produzione del comparto ipogeo non ha rilevanza se intervengono perturbazioni esterne di forte intensità. Al contrario la produzione fogliare della pianta non segue nessun ritmo endogeno definito ma sembra risentire maggiormente di fattori esterni, quali luce e temperatura.

I risultati relativi alle risposte della pianta a perturbazioni ambientali (obiettivo III) di origine naturale (mareggiata) e antropica (ripascimento) evidenziano che in entrambi i casi le praterie rispondono con la tendenza verso un maggiore allungamento del rizoma o verso l'incremento ponderale. Dalle osservazioni si evince che per valutare al meglio la risposta della pianta è necessario tener conto del rapporto tra i due parametri (incremento ponderale e allungamento) così da poter ottenere informazioni importanti sul bilanciamento della dinamica di crescita. In ogni caso la risposta funzionale della pianta sembra essere in relazione al regime di irradianza, a sua volta regolato dalle variazioni dei tassi di sedimentazione che, per motivi diversi, hanno interessato i due siti.

In conclusione *Posidonia oceanica* è risultata una specie sensibile e capace di rispondere a cambiamenti ambientali di varia natura, fornendo un segnale della loro occorrenza. Inoltre è caratterizzata da una certa resilienza se, in seguito a una qualche perturbazione, le condizioni favorevoli vengono ripristinate. Queste proprietà ne confermano la qualità come indicatore ecologico una volta identificato il “rumore di fondo” determinato dalle peculiarità funzionali che caratterizzano la pianta.

## 7.BIBLIOGRAFIA

ARBER A., 1920. Water plants, a study of aquatic angiosperms. *Cambridge*, 436 pp.

ARDIZZONE, G.D., BELLUSCIO, A., MAIORANO, L., 2006. Long-term change in the structure of a *Posidonia oceanica* landscape and its reference for a monitoring plan. *Marine Ecology* **27**, 299–309.

ARDIZZONE G.D., PELUSI P., 1984. Yield and damage evaluation of bottom trawling on *Posidonier* meadows, Bourdouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Oliver J., (Eds.), *International Workshop Posidonia oceanica Beds*, **1**, 63-72.

1

2ARDIZZONE G.D., MIGLIULO A., 1982. Modizione di una prateria di posidonia oceanica (L.) Delile del medio Tirreno sottoposta ad attività di pesca a strascico . *Naturalista Siciliano*, S.I.V. **3** 509-515.

3

4ASTRALDI M., BIANCHI C.N., GASPARINI G.P., MORRI C., 1995. Climatic fluctuations, current variability and marine species distribution: a case study in the Ligurian Sea (north-west Mediterranean). *Oceanology Acta* , **18** (2), 139-149.

5

6AUGIER H., BOUDOURESQUE C. F., 1970. Vegetation marine de l'île de Port-Cros. La baie de Port-Man et le probleme de la regression de l'herbier de Posidonie. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille*, **30**, 145-164.

AUGIER H., GILLES G., RAMONDA G., 1984. L'herbier de *Posidonia oceanica* et la pollution par le mercure sur le littoral des Bouches-du-Rhône et du Var (France), Bourdouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Oliver J., (Eds.), *International Workshop Posidonia oceanica Beds*, **1**, 399-406.

7

8AUGIER H., MAUDINAS B., 1979. Influence of pollution on the photosynthetic pigments of the marine phanerogam *Posidonia oceanica* collected from different

polluted areas of the region of Marseille (Mediterranean sea, France). *Oecologia Plantarum*, **14** (2), 169-176.

9

10BADALAMENTI F., DI CARLO G., D'ANNA G., GRISTINA M., TOCCACELI M., 2006. Effects of dredging activities on population dynamics of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Mediterranean sea: the case study of Capo Feto (SW Sicily, Italy). *Hydrobiologia*, **555**, 253–261.

BALATA, D., NESTI, U., PIAZZI, L., CINELLI, F., 2007. Patterns of spatial variability of seagrass epiphytes in the north-west Mediterranean Sea. *Marine Biology* **151**, 2025–2035.

BALESTRI E., BERTINI S., 2003. Growth and development of *Posidonia oceanica* seedlings treated with plant growth regulators: possible implications for meadow restoration. *Aquatic Botany* **76**, 291–297.

BALESTRI E., CINELLI F., 2003. Sexual reproductive success in *Posidonia oceanica*. *Aquatic Botany* **75**, 21-32.

BALESTRI E., LUCCARINI G., LARDICCI C., 2008. Abnormal embryo development in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Aquatic Botany* **89**, 71–75.

BALESTRI E., PIAZZI L., CINELLI F., 1998. Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area. *Journal of Experimental and Marine Biology and Ecology*, **228**, 209–225.

BALESTRI E., PIAZZI L., CINELLI F., 1998b. In vitro germination and seedling development of *Posidonia oceanica*. *Aquatic Botany*, **60**, 83–93.

BALLESTEROS E., CEBRIAN E., GARCIA-RUBIES A., ALCOVERRO T., ROMERO J., FONT X., 2005. Pseudovivipary, a new form of asexual reproduction in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Botanica Marina* **48**, 175-177.

BAY D., 1978. Etude “*in situ*” de la production primaire d’un herbier de Posidonies (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) de la baie de Calvi-Corse. These Fac. Sci., Univ. De Liège, 1-251.

BELLAN G., 1993. Les indicateurs biologiques du milieu marin – Remarques introductives, In: Boudouresque C.F., Avon M. e Pergent-Martini C. ( Eds.), Qualité du milieu marin – Indicateurs biologiques et physico chimiques. *Rencontres scientifiques de la Côte Bleue*, **3**, 35-42.

BELZUNCE M., NAVARRO R. M., RAPOPORT H. F., 2008. *Posidonia oceanica* seedling root structure and development. *Aquatic Botany* **88**, 203–210.

BESSON R., LUPINO P., 2003. Cost-benefit analysis and some engineering considerations in shore protection carried out in the Lazio region, Italy. In: CL Goudas et al (eds) *Softshore protection*, Kluwer Academic Publ., Netherland, 301-310.

BIANCHI C.N. (1997). Climate change and biological response in the marine benthos. Atti 12° Convegno AIOL, 3-20.

BIANCHI, C.N., PEIRANO, A., 1995. Atlante delle fanerogame marine della Liguria: *Posidonia oceanica* e *Cymodocea nodosa*. ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia, p. 146.

BENOIT G., COMEAU A., 2005. A sustainable future for the Mediterranean. *The blue plan’s environment and development pitlook*. *Earthscan*, 450 pp.

BLANC J.J., JEUDY DE GRISSAC A. 1984. “Erosion sous-marines des herbiers à *Posidonia oceanica* (Méditerranée)”. In Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac

A., Olivier J. (eds), International Workshop *Posidonia oceanica* Beds, GIS Posidonia Publ., **1**, 23-28.

BLANDIN P., 1986. Bio – indicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*, **17** (4), 215-307

BORUM J., WIUM-ANDERSEN S., 1980. Biomass and production of epiphytes on eelgrass (*Zostera marina*, L.) in the Oresund, Denmark. *Ophelia*, **1**, 57-64.

BOUDOURESQUE C.F., BERNARD G., BONHOMME P., CHARBONNEL E., DIVIACCO G., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RUITTON S., TUNESI L., 2006. *Préservation et conservation des herbiers à Posidonia oceanica*. RAMOGE. 202 pp.

BOUDOURESQUE C.F., CHARBONNEL E., MEINESZ G., PERGENT C., PERGENT-MARTINI G., CADIOU M.C., BERTRANDY P., FORETM., RAGAZZI M., RICO-RAIMONDINO V. 2000. A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the Northwestern Mediterranean sea. *Biologia Marina Mediterranea*, **7**, 328-331.

BOUDOURESQUE C. F., CINELLI F., FRESI E., MAZZELLA L., RICHARD M., 1981. Algal undergrowth of *Posidonia oceanica* beds in the Gulf of Naples: floristic study. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, **27**, 2.

Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A., 1983. *Posidonia oceanica* in the Mediterranean: interactions between the plant and the sediment. *Journal de Recherche Oceanographique* **8**, 99-122.

BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., 1986. Biomasse dans l'herbier à *Posidonia oceanica*. *Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse*, **2**: 14-15.

BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., MEINESZ A., 1984. Relations entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* dans la baie d'Elbu (Corse). *In*: Boudouresque C.F., Jeudy de

Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., **1**: 185-191.

1

2BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., MEINESZ A., 1985. Un nouveau type d'herbier à *Posidonia oceanica*: l'herbier de colline. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, **29** (5), 173-175.

3

4BOUDOURESQUE C. F., JEUDY DE GRISSAC A., OLIVIER J., 1984. International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS *Posidonie* publ., Fr., **1**, 1-454.

1BOUDOURESQUE C. F., PERGENT G., FRANCOUR P., HARMELIN-VI-VIEN M., JANGOUX M., MAZZELLA L., PANAYOTIDIS P., PERGENT-MARTINI C., RAMOS-ESPLA R., ROMERO J., SCIPIONE M.B., 1990. Le Cost 647: *Posidonia* project. *Posidonia Newsletters*, Fr., **3** (2), 27-34.

BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., 1982. Découverte de l'herbier de Posidonie. *Cah. Parc nation. Port-Cros*, Fr., **4**, 1-79.

BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., PERGENT G., 1983. Mesure de la production annuelle de rhizomes dans l'herbier à *Posidonia oceanica*, à Port-Cros (Var) et Galeria (Corse). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.* **28** (3), 279-294.

BOUDOURESQUE C.F., THOMMERET J., THOMMERET Y., 1980. Sur la découverte d'un bioconcrétionnement fossile intercalé dans l'herbier à *Posidonia oceanica* de la baie de Calvi (Corse). *Journées Etud. System. Biogéogr. Médit.*, Cagliari, 139-142.

BRESSAN G., BABBINI L. , GHIRARDELLI L., BASSO D., 2001. Bio-costruzione di Corallinales nel Mar Mediterraneo. *Biologia Marina Mediterranea*, **8** (1), 131-174.

BUIA M.C., CORMACI M., FURNARI G., MAZZELLA L., 1985. Osservazioni sulla struttura delle praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile di Capo Passero (Siracusa) e studio della macroflora epifita delle foglie. Boll. Acc. Gioenia Sci. *Naturalista Italiano*, **18** (326), 463-484.

BUIA M.C., CORMACI M., FURNARI G., MAZZELLA L., 1989. *Posidonia oceanica* of Capo Passero (sicily, Italy) : leaf phenology and leaf algal epiphyte community. In : Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), 2° International Workshop on *Posidonia oceanica* beds, GIS *Posidonie*, Fr. 2, 127-144.

BUIA M.C., DI LEVA G., MAZZELLA L., 1996. Biodiversità della comunità epifita delle foglie di *Cimodocea nodosa* di prato antistante l'isola d'Ischia (Golfo di Napoli). *Biologia Marina Mediterranea*, **3** (1), 136-142.

BUIA M.C., FLAGELLA S., GUALA I., GRAVINA T., FLAGELLA M.M., CIGLIANO M.M., 2005. Interannual and decadal variability in *Posidonia oceanica*. In: Ozhan (ed). *Proceedings of the Seventh International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOASTS 05*, Kusadasi, Turkey, 407-418.

BUIA M.C., FLAGELLA S., GRAVINA T., PEREZZANI A., BARBERA. B., LORENTI M., 2006. Risposte a lungo termine a variaioni ambientali in *Posidonia oceanica*. *Biologia Marina Mediterranea* **13** (1): 39-45

BUIA M.C., GAMBI M.C., 2000. Relazione Programma 'Caratterizzazione ambientale e biocenotica e valorizzazione delle aree marine costiere antistanti Cava dell'Isola e Punta Caruso (Forio d'Ischia, Napoli)' - Finanziamento del Ministero dell'Ambiente tramite il Comune di Forio, 66 pp.

BUIA M.C., GAMBI M.C., BADALAMENTI F., 2002. Morpho-chronological observations on seedlings and juvanile shoots of *Posidonia oceanica* (L.) Delile collected in *situ* in various coastal areas. *Biologia Marina Mediterranea*, **9** (1), 600-604.

BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., DAPPIANO M., ZUPO V., 2003. Aggiornamento sulla distribuzione e sullo stato ambientale dei sistemi a fanerogame marine (*Posidonia oceanica* e *Cymodocea nodosa*) delle isole flegree. In: Gambi M.C., De Lauro M., Jannuzzi F. (eds). *Ambiente marino costiero e territorio delle isole Flegree*. Liguori Editore, Napoli: 163-186.

BUIA, M.C., GAMBI, M.C., DAPPIANO, M., 2004. Seagrass systems. *Biologia Marina Mediterranea* **10** (Suppl.), 133–183.

BUIA M.C., GAMBI M.C., ZUPO V., 2000. Structure and functioning of Mediterranean seagrass ecosystems: an overview. *Biologia Marina Mediterranea* **7** (2), 167-190.

BUIA M.C., MAZZELLA, L., 1991. Reproductive strategy of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers., and *Zostera noltii* Hornem. *Aquatic Botany*, **40** (4), 343-362.

BUIA, M.C., SILVESTRE, F., IACONO, G., TIBERTI, L., 2005. Identificazione delle biocenosi di maggior pregio ambientale al fine della classificazione della qualità delle acque costiere. In: *Metodologie per il rilevamento e la classificazione dello stato di qualità ecologico e chimico delle acque, con particolare riferimento all'applicazione del decreto legislativo 152/99*. APAT, Rome, 269–303

BUIA M.C., ZUPO V., MAZZELLA L., 1992. Primary production and growth dynamics in *Posidonia oceanica*. P.S.Z.N. I: *Marine Ecology*, **13** (1), 2-16.

BULTHUIS D., WOELKERLING W.J., 1983. Biomass accumulation and shading effects of epiphytes on leaves of the seagrasses, *Heterozostera tasmanica*, in Victoria, Australia. *Aquatic Botany*, **16**, 137-48.

CABACO S. R., DUARTE C.M., 2008. The impact of sediment burial and erosion on seagrasses: A review *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **79** 354–366.

CALABRESE C., CHIAESE C., CIMINO F., D'AURIA A., DE FILIPPO S., PASQUARIELLO E., RUGGIERO C., 2006. Il piano di monitoraggio delle acque marino costiere della Campania: Progetto Si.Di.Mar. In: CAPOBIANCO L., DEL GAIZO S., SAGGIOMO V., ZUCARO E. (a cura di). *Gestione e tutela dell'ambiente marino-costiero in Campania*. ARPAC, Napoli, **3**, 7-12.

CALVO S., LOVISON G., PIRROTTA M., DI MAIDA G., TOMASELLO A., SCIANDRA M., 2006. Modelling the relationship between sexual reproduction and rhizome growth in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Marine Ecology* **27**, 361–371.

CANCEMI G., DE FALCO G., PERGENT G., 2000. Impact of a fish farming facility on a *Posidonia oceanica* meadow. *Biologia Marina Mediterranea* **7** (2), 341-344.

CANCEMI, G., DE FALCO, G., PERGENT, G., 2003. Effects of organic matter input from a fish farming facility on a *Posidonia oceanica* meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **56**, 961–968.

CARLSON P R., YARBRO L. A., KAUFMAN K A., MATTSON R A., 2010. Vulnerability and resilience of seagrasses to hurricane and runoff impacts along Florida's west coast. *Hydrobiologia*, **649**, 39–53

CARRADA G., COIRO P., RUSSO G. F., 2002. *Le aree marine protette del Mediterraneo. I quaderni di uomo e natura*. Electa (Ed) Napoli 174 pp.

CAYE G., 1980. Sur la morphogénèse et le cycle végétatif de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse Doct., Univ. Aix-Marseille **2**, Fr.: 1-121.

CAYE G., MEISNEZ A., 1984. Observations sur la floraison et la fructification de *Posidonia oceanica* dans la baie de Villefranche et en Corse du Sud. International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque C. F., Jeudy de Grisac A., Olivier J. (eds), *GIS Posidonie publ.*, Fr., **1**, 193-201.

3CAYE G., ROSSIGNOL M., 1983. Etudes des variations saisonnières de la croissance des feuilles et des racines de *Posidonia oceanica*. *Marine Biology* **75**, 79-88.

4

5CEBRIÁN J., ENRÍQUEZ S., FORTES M., AGAWIN N., VERMAAT E., DUARTE C.M., 1999. Epiphyte Accrual on *Posidonia oceanica* (L.) Delile Leaves: Implications for Light Absorption. *Botanica Marina*, **42**, 123-128.

CECCHERELLI G., CAMPO D., 2002. Valutazione sperimentale dell'effetto dell'ancoraggio su *Posidonia oceanica* L. (Delile). *Biologia Marina Mediterranea*, **9** (1), 672-673.

CECCHERELLI G., CAMPO D., MILAZZO M., 2007. Short-term response of the slow growing seagrass *Posidonia oceanica* to simulated anchor impact. *Marine Environmental Research* **63**, 341-349.

1

2CECCHERELLI G., PIAZZI L., CINELLI F., 2000. Response of the non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh to the native seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: effect of density of shoots and orientation of edges of meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **243**, 227-240.

CHESSA L.A., FUSTIER V., FERNANDEZ C., MURA F., PAIS A., PERGENT G., SERRA S., VITALE L. 2000. Contribution to the knowledge of 'banquettes' of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Sardinia Island. Proceeding IV° International Seagrass Biology Workshop, Corsica France, *Biologia Marina Mediterranea*, **7**, 35-38.

6

7CHIOCCI F., LA MONICA L., 2003. The use of relict Sand lying on the continental shelf for unprotected beach nourishment In: CL Goudas et al (eds). *Softshore protection*, Kluwer Academic Publ., Netherland, 39-48

8

9CINELLI F., PARDI G., PAPI I., 1995. Biologia della pianta. La *Posidonia oceanica*, supp. *Rivista Marittima Italiana*, 17-20.

10

11COCITO S., CHIANTORE M., SANTANGELO G., BALLESTRELLO G., CERRANO C., MISTRI M., PEIRANO A., PANNACCIULLI F., RODOLFO METALPA R., ZUPO V., 2004. "Monitoring of natural animal population". In : Gambi M.C, Dappiano M., (Eds) Mediterranean Marine Benthos: a manual for its sampling and study. *Biologia Marina Mediterranea*, **11** (1), 309-345.

12

13COLANTONI P., GALLIGNANI P., FRES E., CINELLI F., 1982. "Patterns of *Posidonia oceanica* (L.) Delile beds around the Island of Ischia (Gulf of Naples) and adjacent waters". *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol.*, **3**, 53-74.

COLINVAUX P.A., 1973. *Introduction to ecology*. John Wiley, New York.

COOPER C. B., DICKINSON J., PHILLIPS T., BONNEY R., 2007. Citizen science as a tool for conservation in residential ecosystems. *Ecology and Society* **12** (2): 11. art.

COPPA S., GUALA I., DE LUCIA G.A., MASSARO G., BRESSAN M., 2010. Density and distribution patterns of the endangered species *Pinna nobilis* within a *Posidonia oceanica* meadow in the Gulf of Oristano (Italy). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1 - 10.

CORTESOGNO L., GAGGERO L., BAVASTRELLO G., CERRANO C., CATTANEO-VIETTI R., 1997. Struttura, mineralogia, minerochimica e chimismo del corallo rosso. Ministero delle Politiche agricole e forestali, 83-97.

CASOLA E., SCARDI M., MAZZELLA L., FRESI E., 1987. Structure of the epiphytic community of *Posidonia oceanica* leaves in a shallow meadow. *P.S.Z.N. Marine Ecology*, **8** (4): 285-296.

CROUZET, A., 1981. Mise en evidence de variations cycliques dans les écailles des rhizomes de *Posidonia oceanica* (Potamogetonaceae). *Trav. Sci. Parc-National Port-Cros, France*, **7**, 129-135.

14

15DAUBY P., BALE A. J., BLOOMER N., CANON C., LING R. D., NORRO A., ROBERTSON J. E., SIMON A., THÉATE J., WATSON A. J. E FRANKIGNOULLE M., 1995. Particle fluxes over a Mediterranean seagrass bed: a one year case study. *Marine Ecology Progress Series*, **126**, 233-246.

16

17DE COCK A. M., 1981. Influence of temperature on flowering in *Zostera marina* L. under laboratory condition. *Aquatic Botany*, **10**, 125-131.

18

19DE PIPPO T., PENNETTA M., TERLIZZI F., VECCHIONE C., 2000b. Ipotesi di intervento di ripascimento lungo la spiaggia dei Maronti (Comune di Barano-Isola d'Ischia-Napoli). *Geol. Tec. Amb.*, **1**, 33-43.

DEAN WE., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss ignition: comparison with other methods. *J Sediment Petrol* **44**, 242-248.

1DEN HARTOG C. 1970. The seagrass of the world. Verh. Kon. Ned. Akad. Wetensch. afd. Naturk. ser. II. **59** (1) 275 pp.

2

3DENNISON W.C., 1993. Assessing water quality with submerged aquatic vegetation.

4Bioscience 43:86–94.

5

6DE VILLELE X., VERLAQUE M., 1995. Changes and degradation in a *Posidonia oceanica* bed invaded by introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia* in the North Western Mediterranean. *Botanica Marina*, **38**, 79-87.

DIAZ-ALMEA E., MARBA' N., DUARTE C.M., 2007. Consequences of Mediterranean warming events in seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering records. *Global Change Biology*, **13** (1) 224-235.

7DUARTE C.M., 1991. Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine*

8*Ecology Progress Series*, **77**, 289-300.

10DUARTE C. M., 2002. The future of seagrass meadow. *Environmental Conservation*, **29** (2),192-196.

11DUARTE C.M., AGUSTI S., KENNEDY H., VAQUÈ D., 1999. The Mediterranean climate as a template for Mediterranean marine ecosystems: the example of the northeast Spanish littoral. *Progress in Oceanography*, **44**, 245-270.

EC, 2000. DIRECTIVE 2000/60/EC of the European parliament and of the council, of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, G.U.C.E. 22/12/2000, L 327.

FLAGELLA S., BORRIELLO I., GAMBI M.C., BUIA M.C., 2006. Responses of *Posidonia oceanica* to environmental disturbance. *Biologia Marina Mediterranea* **13** (4), 215-219.

FLAGELLA S., BUIA M.C., 2006. Monitoraggio del limite inferiore di due praterie a *Posidonia oceanica* Punta Tresino e Punta Licosa. In: CAPOBIANCO L., DEL GAIZO S., SAGGIOMO V., ZUCARO E. (a cura di). *Gestione e tutela dell'ambiente marino-costiero in Campania*. ARPAC, Napoli, **10**, 101-113.

FLAGELLA S., GUALA I., DAPPIANO M., IACONO B., BUIA M.C., 2004. Analisi temporale della produzione di *Posidonia oceanica* in due praterie profonde. CONISMA, 18-22 Ott., 2004. 16° Congresso AIOL, Terrasini.

1FRANCOUR P., 1997. Fish assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port-Cros (France, NW Mediterranean): assessment of composition and long-term fluctuations by visual census. *P. S. Z. N. I. Marine Ecology*, **13**, 17-40.

FERNANDEZ-TORQUEMADA Y., SANCHEZ-LIZASO J. L., 2005. Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia*

*oceanica* (L.) Delile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **320**, 57–63.

FRANCESCHETTI C., PULCINI M., DIVIACCO G., 1999. *Guide ai Parchi. Alla scoperta del mare protetto: le riserve e i parchi marini italiani*. F. Muzzio (Ed.), 265 pp.

2

3FRANKIGNOULLE M., BOUQUEGNEAU J. M., ERNST E., BIONDO R., RINGO M., BAY D., 1984. Contribution de l'activité de l'herbier de *Posidonies* au métabolisme global de la baie de Calvi. Premiers resultants. International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque C. F., De Grissac A. J. & Olivier J. (eds), GIS *Posidonie* publ., Fr., 1984, **1**, 23-28.

FREDJ G., BELLAN-SANTINI D., MEINARDI M., 1992. Etat des connaissances sur la faune marine méditerranéenne. *Bulletin of the Institute of Océanography Monaco*, num. spécial **9**, 133-145.

FRESI E., SAGGIOMO V., 1981. Phosphorus uptake and transfer in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Rapp. Comm. Int. Expl. Mer Médit.*, **27**, 187-188.

GACIA E., INVERS O., MANZANERA M., BALLESTEROS E., ROMERO J., 2007. Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **72**, 579-590.

GAMBI M.C., BUIA M.C., 2003. Sintesi delle conoscenze sugli aspetti biologici ed ologici dei popolamenti marini delle isole Flegree. *Mem. Acc. Sc. Fis. Mat. Napoli*, **5**, 111-132.

GAMBI M.C., BUIA M.C., CASOLA E., SCARDI M., 1989. Estimates of water movement in *Posidonia oceanica* beds: a first approach. In Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gavez V.E. (eds). 2<sup>nd</sup> *Intrnational workshop on Posidonia oceanica beds*. G.I.S. Posidonie publ., Marseille, Fr. **2**, 101-112.

GAMBI M.C., DAPPIANO M., LORENTI M., IACONO B., FLAGELLA S., BUIA M.C., 2005. "Chronicle of a death foretold". Features of a *Posidonia oceanica* bed impacted by sand extraction in the island of Ischia (Gulf of Naples, Italy). In: Ozhan (ed). *Proceedings of the Seventh International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOASTS 05*, Kusadasi, Turkei, 441-450.

GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G.F., SCIPIONE M.B., ZUPO V., 1992. Depth and seasonal distribution of some groups of the vagile fauna of the *Posidonia oceanica* leaf stratum: structural and trophic analyses. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, **13** (1), 17-39.

1GIRAUD G., 1977. Contribution à la description et a la phenologie quantitative des herbiers de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Doctorat de spécialité en oceanologie, *Université Aix-Marseille II*, Fac. Des Sciences de Lumy, Marseille, 1-50.

2GIRAUD G., BOUDOURESQUE C. F., CINELLI F., FRESI E., MAZZELLA L., 1979. Observazione sur l'herbier de *Posidonia oceanica* (L.) Delile autour de l'île d'Ischia (Italie). *Giornale Botanico italiano*, **113** (4), 261-274.

3

4

5GREEN K. (2002). Beach nourishment: a review of the biological and physical impacts. ASMFC (Atlantic States Marine Fisheries Commission), Habitat Management Series, **7**, 174 pp.

GREEN E.P., SHORT F.T. 2003. *World Atlas of Seagrasses*. University of California (eds). Berkeley, USA. 298 pp.

GRIME, J. P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley e Sons., Chichester, Britain, 222 pp.

GOBERT S., KYRAMARIUS M., LEPOINT G., PERGENT-MARTNI C., BOUQUEGNEAU J. M., 2003. Variations at different spatial scales of *Posidonia*

*oceanica* (L.) Delile; effects on the physico-chemical parameters of the sediment. *Oceanol*, **26**, 199-207.

GONZÁLEZ-CORREA J.M., BAYLE SEMPERE J.T., SÁNCHEZ-JEREZ P., VALLE C. 2007. *Posidonia oceanica* meadows are not declining globally. Analysis of population dynamics in marine protected areas of the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* **336**, 111–119.

González-Correa J. M., Torquemada Y. F., Sánchez Lizaso J. L., 2008. Long-term effect of beach replenishment on natural recovery of shallow *Posidonia oceanica* meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **76**, 834-844.

GONZÁLEZ-CORREA J.M., BAYLE SEMPERE J.T., SÁNCHEZ-LIZASO J. L., VALLE C., SÁNCHEZ-JEREZ P., RUIZ J. M., 2005. Recoery of deep meadows degraded by trawling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **320**, 65-76.

GUALA I, SIMEONE S., BUIA M.C., FLAGELLA S., BAROLIM., DE FALCO G., 2006. *Posidonia oceanica* ‘banquette’ removal: environmental impact and management implicatios. *Biologia Marina Mediterranea*, **13** (4), 149 – 153.

GUIDETTI P., FABIANO M., 2000. The use of lepidochronology to asses the impact of terrigenous discharges on the primary leaf production of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin*, **5** (40), 449-453.

GUIDETTI P., LORENTI M., BUIA M.C., MAZZELLA L.,2002. Temporal dynamics and biomass partitioning in three Adriatic seagrass systems: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*. *P.S.Z.N.I.:Marine Ecology*, **23** (1):51-67.

- HUTCHINSON G. E., 1954. Theoretical notes on oscillatory population. *J. Wildlife mngt*, **18**, 107-109
- HARPER J.L., 1997. Population biology of plants. *Academic Press, London*, 892 pp.
- HEIP C., 1998. Un océan de diversité. *Biofutur*, **179**, 12-17.
- HEMMINGA M.A., DUARTE C., 2001. *Seagrass ecology*. Cambridge University (eds). United Kingdom, 298 pp.
- HOLMER M., ARGYROU M., DALSGAARD T., DANOVARO R., DIAZ-AL-MEA E., DUARTE C.M., FREDERIKSEN M., GRAU A., KARAKASSIS I., MARBA' N., MIRTO S., 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin* **56**, 1618–1629
- JEUDY DE GRISSAC A., 1984. Effects des herbiers à *Posidonia oceanica* sur la dynamique marine et la sédimentologie littorale. Boudouresque C.F.; Jeudy De Grissac A & Olivier J., eds., *GIS Posidonie*, Fr. **1**, 437-443
- JOHNSTONE I.M., 1979. Papua New Guinea seagrasses and aspects of the biology and growth of *Enhalus acoroides* (L.f.) Royle. *Aquatic Botany*, **7**, 197-208.
- KIRKMAN H., 1990. Seagrass distribution and mapping. In: Philips R.C. e MacRoy P. *Seagrass research methods*. Monograph on oceanographic methodology. United Nations Educational, Scientific and Organization (eds). Paris., 19-25.
- KLAP V.A, HEMMINGA M.A., BOON J.J., 2000. Retention of lignin in seagrasses: angiosperms that returned to the sea. *Marine Ecology Progress Series*, **Z**, 1-11.

KOCH, E.W., ACKERMAN, J.D., VERDUIN, J., VAN KEULEN, M., 2006. Fluid dynamics in seagrass ecology — from molecules to ecosystems. In: Larkum, A.W.D, Orth, R.J., Duarte, C.M. (Eds.), *Seagrass: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, *The Netherlands*, 193–225.

KUO J., HARTOG C. D, 2001. Seagrass taxonomy and identification key. *In*: Short, Coles, Short edits. *Global seagrass research methods*. Elsevier publ., Amsterdam, 31-58.

La Porta B., Targusi M., Lattanzi L., La Valle P., Paganelli D., Nicoletti L., 2009. Relict sand dredging for beach nourishment in the central Tyrrhenian Sea (Italy): effects on benthic assemblages. *Marine Ecology*, **30** (Suppl. 1) 97–104.

LAFABRIE C., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 2008. Metal contamination of *Posidonia oceanica* meadows along the Corsican coastline (Mediterranean) *Environmental Pollution* **151**, 262-268.

LARKUM A.W.D., DEN HARTOG C., 1989. Evolution and biogeography of seagrasses. In: Larkum A.W.D. Mc Comb A.J. Shepherd S.A. (eds) *Biology of seagrasses. Aquatic Plant Studies*. Elsevier, Amsterdam, 112-156.

LARKUM A.W.D.,ROBERTS G., KUO J., STROTHER S., 1989. Gaseous movement in seagrasses. In: Larkum A.W.D. Comb A.J. Shepherd S.A. (eds) *Biology of seagrasses. Aquatic Plant Studies*. Elsevier, Amsterdam, 112-156.

LECOINTRE G., LE GUYADER H., 2001. *Classification phylogénétique du vivant*. Bélin publ., Paris, 1-543.

LES DH., CLELAND M. A., WAYCOTT M., 1997. Phylogenetic studies in alismatidae, II: Evolution of marine angiosperms (seagrasses) and hydrophily. *Systematic Botany*, **22** (3), 443-463.

LEONI, V., PASQUALINI, V., PERGENT-MARTINI, C., VELA, A., PERGENT, G., 2006. Morphological responses of *Posidonia oceanica* to experimental nutrient enrichment of the canopy water. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **339**, 1–14.

LERICHE A., PASQUALINI V., BOUDOURESQUE C. F., BERNARD G., BONHOMME P., CLABAUT P., DENIS J., 2006. Spatial, temporal and structural variations of a *Posidonia oceanica* seagrass meadow facing human activities. *Aquatic Botany* **84**, 287–293.

LORENTI M., BUIA M.C., DI MARTINO V., MODIGH M., 2005. Occurrence of mucos aggregates and their impact on *Posidonia oceanica* beds. *Science of the total environment*, **353** (1-3), 369-379.

LORENTI M., DE FALCO G., 2004. Measurements and characterization of abiotic variables. In: Gambi M.C., Dappiano M. (eds) Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study. *Biologia Marina Mediterranea* **11** (1), 1-37.

LORENTI M., MAZZELLA L., BUIA M. C., 1995. Light limitation of *Posidonia oceanica* (L.) Delile growth at different depths. *Rapports Commission internationale Mer Mediterranee* **34**, 34.

LOTZE H. K., LENIHAN H. S., BOURQUE B. J., BRADBURY R. H., COOKE R. G., KAY M. C., KIDWELL S. M., KIRBY M. X., PETERSON C. H., JACKSON J. B. C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Estuaries and Coastal Seas Science* **312**, 1806-1809.

MAC MILLAN C., 1979. Flowering under controlling conditions by *Cymodocea rotundata* from the Palau islands. *Aquatic Botany*, **6**, 397-491.

6MAC MILLAN C., 1980. Reproductive physiology in the seagrasses *Syringodium filiforme*, from the Gulf of Mexico and the Caribbean. *Americ. J. Bot.*, **67** (1), 104-110.

7

8MANZANERA M., PÈREZ M., ROMERO J., 1998. "Seagrass mortality due to over sedimentation: an experimental approach". *J. Coast. Conserv.*, **4**, 67-70.

9

10MARBÀ N., DUARTE C.M., 1994. "Growth response of the seagrass *Cymodocea nodosa* to experimental burial and erosion", *Marine Ecology Progress Series*, **107**, 307-311.

MARBA' N., DUARTE C.M., 1997. Interannual changes in seagrass (*Posidonia oceanica*) growth and environmental change in the Spanish Mediterranean littoral zone. *Limnology and oceanography*, **42** (5), 800-810.

MARBA N., DUARTE C.M., 1998. Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Marine Ecology Progress Series*, **174**, 269-280.

MARBA' N., DUARTE C.M., 2010. Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality. *Global Change Biology*, **16**, 2366-2375.

MARBA' N., DUARTE C.M., CEBRIA' N J., GALLEGOS M.E., OLESEN B., SAND-JENSEN K., 1996. Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. *Marine Ecology Progress Series*, **137**, 203–213.

MARBA'N., SANTIAGO R., DI'AZ-ALMELA E., ALVAREZ E., DUARTE C.M., 2006. Seagrass (*Posidonia oceanica*) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **67**, 475–483.

MATEO M. A., ROMERO J., PEREZ M., LITTLER MM., LITTLER D. S., 1997. Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the

Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **44** (1), 103-110.

MATEO M. A, SANCHEZ-LIZASO J. L., ROMERO J., 2003. *Posidonia oceanica* banquettes: a preliminary assessment of the relevance for meadow carbon and nutrients budget. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **56**, 85–90

1

2MAYOT N., BOUDOURESQUE C.F., LERICHE, 2005 Unexpected response of the seagrass *Posidonia oceanica* to a warm Water episode in the North Western Mediterranean Sea. *C.R. Biologies* **328**: 291-296.

MAZZARELLA A., PALUMBO A., 1988. Recent changes of mean sea level in the Mediterranean area. *Bollettino di Oceanologia Teorica e Applicata*, **6**, 253-259.

3MAZZELLA L., BUIA M.C., 1989. Variazioni a lungo termine in alcuni parametri strutturali di una prateria a *Posidonia oceanica*. *Nova Thalassia*, **10**, 533-542.

4

5MAZZELLA L., BUIA M.C., 1991. Temporal evolution and complexity of Mediterranean seagrass ecosystems. *S.It.E. Proceedings*, **17**, 293-295.

6

7MAZZELLA L., BUIA M.C., 1996. Temporal evolution and complexity of Mediterranean seagrass ecosystems. In: Virzo de Santo A., Carrada G.C., Rutigliano F.A. (eds). *Atti S.It.E Napoli*, **17**, 293-295.

8

9MAZZELLA L., BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G., SCIPIONE M.B., ZUPO V., 1992. Plant-animal trophic relationships in the *Posidonia oceanica* ecosystem of the Mediterranean Sea: a review. In: John D.M. Hawkins S.J., Price J.H. (ed). *Plant-Animal Interactions in the Marine Benthos*. Systematics Association, Clarendon Press, Oxford, England, Special Volume **46** (1), 165-187.

10

11MAZZELLA L., GAMBI M. C., RUSSO G. F., BUIA M. C., 1984. Deep flowering and fruiting of *Posidonia oceanica* beds around the Island of Ischia ( Gulf of Naples, Italy). In: International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS *Posidonie* publ.,Fr.,1, 203-209.

12

13MAZZELLA L., GAMBI M. C., RUSSO G. F., WITTMANN K. J., 1983. Flowering in *Posidonia oceanica* (L.) Delile prairies around the Island of Ischia (Gulf of Naples). Rapp. Comm. int. Mer. Médit., **28** (3), 117-119.

14

15MAZZELLA L., SCIPIONE M. C., BUIA M. C., 1989. Spatio-temporal distribution of algal and animal communities in a *Posidonia oceanica* meadow. P.S.Z.N.I. : Marine Ecology, **10** (2), 107-129.

16

17MAZZELLA L., SCIPIONE M. C., FRESI E., BUIA M. C., RUSSO G. F., DE MARIO R., LORENTI M., RANDO A., 1986. Le praterie sommerse del Mediterraneo. *La Buona Stampa* S.p.a, Ercolano, It, 59.

18

19MAZZELLA L., SCIPIONE M. C., GAMBI M.C., BUIA M. C., LORENTI M., ZUPO V., CANCEMI G.,1993. The Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa*. A comparative overview. *The First International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOASTS 93*, Antalya, Turkey, 103-116.

20

21MAZZELLA L., ZUPO V., 1995. Reti trofiche e flussi di energia nei sistemi a fanerogame marine. *Giornale Botanico Italiano*, **129**, 337-350.

MAZZOCCHI M. G., RIBERA D'ALCALÁ M., 1995. Recurrent patterns in zooplankton structure and succession in a variable coastal environment. *ICES J. Mar. Sci.* **52**, 679-691.

MEINESZ A., LAURENT R., 1978. Cartographie et état de la limite inférieure dans les Alpes-maritimes (France). Campagne Poséidon 1976. *Botanica Marina*, **21** (8), 513-526.

MEINESZ A., LEFEVRE J.R., 1984. “Régénération d’un herbier de *Posidonia oceanica* quarante années après sa destruction par une bombe dans la rade de Villefranche (Alpes Maritime-France) ”, in : Boudouresque C.-F., Jeudy de Grissac A., Olivier O. (Eds) 1st international Workshop on *Posidonia oceanica* beds GIS *Posidonie*, Fr., 1, 39-44.

MEINESZ, A., LEFEVRE, J.R., ASTIER, J.M., 1991. Impact of coastal development on the infralittoral zone along the Southeastern Mediterranean shore of continental France. *Marine Pollution Bulletin*, **23**, 343–347.

1

MEINESZ A., CAYE G., LOQUÈS F., MOLENAAR H., 1993. Polymorphism and development of *Posidonia oceanica* transplanted from different parts of the Mediterranean into the National Park of Port-Cros. *Bot. Mar.* **36**, 209-216.

MEINESZ A., CIRIK S., AKCALI B., JAVEL F., MIGLIACCIO M., THIBAUT T., YUKSEK A., PROCACCINI G., 2009. *Posidonia oceanica* in the Marmara sea. *Aquatic botany* **90**, 18-22.

MIGLIACCIO M., DE MARTINO F., SILVESTRE F. PROCACCINI G. , 2005. Meadow-scale genetic structure in *Posidonia oceanica* L. (Delile). *Marine Ecology Progress Series*, **304**, 55-65.

MILAZZO M., BADALAMENTI F., RIGGIO S., CHEMELLO R., 2002. Effetti degli ancoraggi sulla prateria di *Posidonia oceanica* della riserva marina dell’isola di Ustica: dati preliminari. *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1), 686-689.

MOLENAAR H., BARTHÉLÉMY D., DE REFFYE P., MEINESZ A. L., MIALET I., 2000. Modelling architecture and growth patterns of *Posidonia oceanica*. *Aquatic Botany*, **66**, 85-99.

MOLINIER R., PICARD J., 1952. Recherches sur les herbiers de Phanérogames marines du littoral Méditerranéen français. *Annales de L'Institut Océanographique*, **27**(3), 157-234.

MOLINIER R., PICARD J., 1953. Notes biologiques a propos d'un voyage d'étude sur les cotes de Sicile. *Annales de L'Institut Océanographique*, **28** (4), 163-188.

MONTEFALCONE, M., CHIANTORE, M., LANZONE, A., MORRI, C., BIANCHI, C.N., ALBERTELLI, G., 2008. BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring. *Marine Pollution Bulletin* **56**, 1637–1645.

MONTEFALCONE, M., ALBERTELLI, G., MORRI, C., BIANCHI, C.N., 2007B. Urban seagrass: status of *Posidonia oceanica* facing the Genoa city waterfront (Italy) and implications for management. *Marine Pollution Bulletin* **54**, 206–213.

MONTEFALCONE M., MORRI, C., PEIRANO, A., ALBERTELLI, G., BIANCHI, C.N., 2007a. Substitution and phase-shift in *Posidonia oceanica* meadows of NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **75**, 63–71.

MONTEFALCONE M., PARRAVICINI V., VACCHI M., ALBERTELLI G., MORRI C., NIKE BIANCHI C., 2010. Human influence on seagrass habitat fragmentation in NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **86**, 292–298

MORRI C., PEIRANO A., BIANCHI C. N., 2001. Is the Mediterranean coral *Cladocora caespitosa* an indicator of climatic change? *Archeology Oceanography and Limnology*, **22**, 139-144.

NICOLETTI L. , PAGANELLI D., LA VALLE P., MAGGI C., LATTANZI L., LA PORTA B., TARGUSI, GHIBELLINI M (2009). An environmental monitoring proposal related to relit sand dredging for beach nourishment in the mediterranean Sea. Journal of coastal research SI56 (ICS 2009 Proceedings): 12662-1266.Lisbon, Portugal.

NONNIS O., NICOLETTI L., LA VALLE P., MAGNO M.C., GABELLINI M., 2002. “Environmental impact of sand extraction for beach nourishment in an area of Latium coast (Tyrrhenian Sea, Italy)”. Littoral 2002, *The Changing Coast EUROCOAST/EUCC Porto*, Portugal, 81-84.

OLIVA S., 2002. Analisi spazio-temporali di variabili strutturali e funzionali in una prateria a *Posidonia oceanica* tramite utilizzo di *kriging*. Tesi di Laurea. Facoltà di Scienze Nautiche. Univiversità “Parthenope” Napoli, 156 pp.

OTT J., 1980. Growth and production in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. P. S. Z. N. I. *Marine ecology*, Germ., **1**, 47-64.

ORTH, R.J., CARRUTHERS, T.J.B., DENNISON,W.C., DUARTE, C.M., FOURQUREAN, J.W., HECK, K.L.,HUGHES JR., A.R., KENDRICK, G.A., KENWORTHY, W.J., OLYARNIK, S., SHORT, F.T., WAYCOTT, M., WILLIAMS, S.L., 2006. A Global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience* **56**, 987–996.

PAGANELLI D., LA VALLE P., MAGGI C., NICOLETTI L., NONNIS O., GABELLINI M., 2004. “Il ripascimento della spiaggia di Roma (Ostia): studio di compatibilità ambientale per lo sfruttamento dei depositi sabbiosi sommersi”, in: *Ecosistema Roma*”, Atti Convegni Lincei, Accademia dei Lincei, Roma (in press).

PALOMAR P., LOSADA I.J., 2010. Desalination in Spain: Recent developments and recommendations. *Desalination* **255**, 97–106.

2PANAYOTIDIS P. E GIRAUD G., 1981. Sur un cycle de renouvellement des feuilles de *Posidonia oceanica* (L.) Delile dans le golfe de Marseille. *Vie et Milieu*, **31**, 129-136.

3

4PANAYOTIDIS P., MAKRIS P., CATSIKI V. A., 1990. Cycle de bioaccumulation du Cu, Cd, et Cr dans les écailles de *Posidonia oceanica*. Rapp. Comm. Int. Mer Medit., 32(1), 13.

PASQUALINI V., PERGENT.MARTINI C., CLABAUT P., PERGENT G. 1998. Mapping of *Posidonia oceanica* using aerial photographs and side scan sonar : Application of the island of Corsica (France), *Estuarine, Coastal Shelf Science*, **47** (3), 359-367.

PENHALE P. A., SMITH W. O., 1977. Escretion of dissolved organic carbon by seagrasses *Zostera marina* and its epiphytes. *Limnology and Oceanography* **22**, 400-407.

PEIRANO A., 2002. Lepidocronology and internodal length methods for studying *Posidonia oceanica* Growth: are they compatible? *Aquatic botany* **74**, 175-180.

PEIRANO A., DAMASSO V., MONTEFALCONE M., MORRI C., BIANCHI C.N., 2005. Effects of climate, invasive species and anthropogenic impacts on the growth of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Liguria (NW Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin*, **50**, 817-822.

PÉRÈS J.M., PICARD J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranéenne, Rec. Trav. St. Mar. Endoume, **31** (47), 1-137.

PÉREZ M., GARCIA T., INVERS O., RUIZ J.M., 2008. Physiological responses of the seagrass *Posidonia oceanica* as indicators of fish farm impact. *Marine Pollution Bulletin* **56**, 869–879

PÉREZ M., INVERS O., RUIZ J.M., FREDERIKSEN M.S., HOLMER M., 2007. Physiological responses of the seagrass *Posidonia oceanica* to elevated organic

matter content in sediments: an experimental assessment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **344**, 149-160.

1

2PERGENT G., 1985. Floraison des herbiers à *Posidonia oceanica* dans la région d'Izmir (Turquie). *Posidonia Newsletter*, **1** (1), 14-21.

PERGENT G., 1987. Recherches lepidochronologiques chez *Posidonia oceanica* (Potamogetonaceae). Fluctuations des paramètres anatomiques et morphologiques des écailles des rhizomes. Thèse Doct. Océanol., Univ. Aix-Marseille II, Fr.

3

4PERGENT G., 1990. Lepidochronological analysis in the seagrass *Posidonia oceanica*: a standardized approach, *Aquatic Botany*, **37**, 39-54.

5

6PERGENT G., BOUDOURESQUE C.F., CROUZET A., 1983. Variation cycliques dans les écailles des rhizome orthotrope de *Posidonia oceanica*. *Tra sci. Parc Nation. Port-Cros, Fr.*, **9**, 107-148.

7

8PERGENT G., BOUDOURESQUE C.F., CROUZET A., MEINESZ A., 1989. Cyclic changes along *Posidonia oceanica* rhizomes (lepidochronology): Present state and perspectives. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, **10** (3), 221-230. 1989 Paul Parey Scientific Publishers, Berlin and Hamburg. ISSN 0173-9565.

PERGENT G., PERGENT- MARTINI C., 1991. Leaf renewal cycle and primary production of *Posidonia oceanica* in the Bay of Lacco Ameno (Ischia, Italy) using lepidochronological analysis. *Aquatic Botany*, **42**, 49-66.

PERGENT G., PERGENT- MARTINI C., BOUDOURESQUE C.F. 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée*, **54**, 3-27.

PERGANT-MATINI C., PERGENT G., 1994. Lepidochronological analysis in the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica*: State of the art and future developments. *Oceanologica acta*, **17** (6), 673-681.

PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 1996. Spatio-temporal dynamics of *Posidonia oceanica* beds near a sewage outfall (Mediterranean-France). Seagrass Biology: proceeding of an International workshop. Rottnest Island, Western Australia, 25-29 January 1996, 299-306.

PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., FERNANDEZ C., FERRAT L., 1999. Value and use of *Posidonia oceanica* as a biological indicator. In Ozahan, E. (Ed), *Proceedings of the MEDCOST 99-EMECS 99 joint conference: Land - Ocean Interactions – Managing Coastal Ecosystems*, 9- 13 November 1999, Antalya, Turkey, MEDCOST, Middle East Technical Univ., Ankara, Turkey, **1**: 73 – 90.

PIAZZI L., ACUNTO S., CINELLI F., 1999. *In situ* survival and development of *Posidonia oceanica* (L.) Delile seedlings. *Aquatic Botany* **63**, 103-112.

PIAZZI L., BALATA D., CECCHERELLI G., CINELLI F., 2001. Comparative study of the growth of the two occurring introduced green algae *Caulerpa taxifolia* and *Caulerpa racemosa* along the Tuscan coast (Italy, Western Mediterranean). *Cryptogamie algologie*, **22**, 459-466.

PIAZZI, L., BALESTRI, E., CINELLI, F., 2000. Grazing on inflorescences of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Botanica Marina* **43**, 581–584.

PRETI M., 2002. Ripascimento di spiagge con sabbie sottomarine in Emilia Romagna. *Studi Costieri*, **5**, 107-134.

PROCACCINI G., ALBERTE R.S., MAZZELLA L., 1996. Genetic structure of the seagrass *Posidonia oceanica* in the Western Mediterranean: Ecological implications. *Marine Ecology Progress Series* **140**, 153-160.

PROCACCINI G., BUIA M.C., GAMBI M.C., PEREZ M., PERGENT G., PERGENT-MERTINI C., ROMERO J. 2003. The Seagrasses of the western Mediterranean. In: Green E.P., Short F.T. *World Atlas of Seagrasses*. University of California (eds). Berkeley, USA, 48-58.

PROCACCINI G., MAZZELLA L., 1998. Population genetic structure and gene flow in the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile assessed using a microsatellite analysis. *Marine Ecology Progress Series*, **169**, 133-141.

PROCACCINI G., RUGGIERO M.V., ORSINI L., 2002. Genetic structure and distribution of microsatellite diversity in *Posidonia oceanica* over the whole Mediterranean basin. *Bullettin of Marine Science*, **71** (3), 1291-1297.

PULCINI M., NICOLETTI L., LA VALLE P., PAGANELLI D., GABELLINI M., 2002. “Il GIS applicato ad un’analisi di compatibilità ambientale per lo sfruttamento di depositi sabbiosi sommersi lungo la piattaforma continentale laziale ai fini di ripascimento”, Atti 6° Conferenza Nazionale ASITA, Perugia 5-8 Novembre 2002, volume II, 1779-1788.

PNUE 1990. livre rouge “Gèrard Vuignier” des végétaux, peuplement et paysages marins menaces de Méditerranée. UNEP/IUCN/GIS *Posidonie*. MAP Technical Repost Series N° 43. UNEP, Athens, 1-250.

ROMERO J., 2004a. Las praderas de Fanerógamas marinas. La producción primaria y su destino. Características de los restos de la planta. In: Luque A.A., Templado J. edits. *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía publ., Sevilla: 74-81.

ROMERO, J., MARTINEZ-CREGO, B., ALCOVERRO, T., PÉREZ, M., 2007. A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal water under the Water Framework Directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin* **55**, 196–204.

ROMERO, J., MARTINEZ-CREGO, B., ALCOVERRO, T., PÉREZ, M., 2007. Corrigendum to “A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the framework directive (WFD)”. *Marine Pollution Bulletin* **55**, 196–204.

ROMERO J., PERGENT- MATRINI C., MATEO M.A., REGNIER C., 1992. The detritic compartment in a *Posidonia oceanica* meadow: litter features, decomposition rates and mineral stoks”. *Marine Ecology*, **13** (1), 73-83.

RUIZ, J.M., ROMERO, J., 2001. Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean sagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series*, **215**, 107-120.

RUIZ, J.M., PEREZ, M., ROMERO, J., 2001. Effects of fish farm loading on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin* **42**, 749–760.

RUIZ J.M., ROMERO J., 2003. Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin* **46**, 1523-1533.

RUSSO G. F., VARI L., 1997. Le strategie riproduttive degli antozoi clonali ed il significato della frammentazione. *Biologia e tutela del corallo rosso e di altri ottocoralli del Mediterraneo*. F. Cicogna, Bavestrello G. e Cattaneo-Vietti R. (eds), Min. Pol. Agr. – Roma, 131-197.

ISALAT J., PASCUAL J., 2002. The oceanographic and meteorological station at L’Estartit (NW Mediterranean). *In: Tracking long-term hydrological change in the Mediterranean Sea. CIESM Workshop Series*, **16**: 29-32.

SÁNCHEZ-LIZASO J.L., JAVIER ROMERO J., JUANMA RUIZ J., GACIA E., BUCETA J.L., INVERS O., FERNÁNDEZ TORQUEMADA Y., MAS J., ANTONIO RUIZ-MATEO A., MARTA MANZANERA M., 2008. Salinity tol-

erance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants. *Desalination* **221**, 602–607.

2SAND-JENSEN K., 1977. Effect of epiphytes on eelgrass photosynthesis. *Aquatic Botany*, **3**, 55-63.

3

4SAND-JENSEN K., BORUM J., 1983. Regulation on growth of eelgrass (*Zostera marina* L.) in Danish waters. *Marine Technology Society Journal*, **17**, 15-21.

5

6SANTOLIERI R., BOHM E. SCHIANO M.E., 1994. The sea surface temperature of the Western Mediterranean Sea: Historical satellite thermal data. In: P.E. La Violette (ED), *Seasonal and Interannual Variability of the Western Mediterranean Sea*. Am. Geophys. Union, Washington, **46**, 155-176

7SEMROUD R., 1993. Données sur la floraison ancienne de *Posidonia oceanica* (L.) Delile dans la region d'Alger (Algerine). *Posidonia Newsletter*, **4** (2), 31-35.

8

9SERRA I.A., INNOCENTI A.M., DI MAIDA G., CALVO S., MIGLIACCIO M., ZAMBIANCHI E., PIZZIGALLI C., ARNAUD-HAOND S., DUARTE C.M., SERRAO E.A., PROCACCINI G., 2010. Genetic structure in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: disentangling past vicariance events from contemporary patterns of gene flow. *Molecular Ecology* **19**, 557–568.

10

11SIMONINI R., ANSALONI I., BONINI P., GRANDI V., GRAZIOSI F., IOTTI M., MASSAMBA-N'SIALA G., MAURI M., MONTANARI G., PRETI M., DE NIGRIS N., PREVEDELLI D., 2007. Recolonization and recovery dynamics of the macrozoobenthos after sand extraction in relict sand bottoms of the Northern Adriatic Sea. *Marine Environmental Research*, **64**, 574–589

SHORT F., CARRUTHERS T., DENNISON W., WAYCOTT M., 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **350**, 3–20.

SHORT F.T., WILLIE-ECHEVERRIA S., 1996. Natural and human-induced disturbance of sea-grasses. *Environmental Conservation* **23**, 17-27.

SPEYBROECK J., BONTE D., COURTENS W., GHESKIERE T., GROOTAERT P., MAELFAIT J.P., MATHYS M., PROVOOST S., SABBE K., STIENER E., VAN DE WALLE M., VAN LANCKER V., VAN LANDUYT W., VERCRUYSSSE E., VINCX M., DEGRAER S., 2005. How may beach nourishment affect the sandy beach ecosystem? The case of Belgian beaches. In: Herrier J.-L., Mees J., Salman A., Seys J., Van Nieuwenhuysse H. and Dobbelaere I. (Eds). Proceedings ‘*Dunes and Estuaries 2005*’. *International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats*, Koksijde, Belgium, **19**, xiv, 557-568.

TERRADOS J., BORUM J., DUARTE C.M., FORTESC M. D., KAMP-NIELSEN L., AGAWINA N. S. R., KENWORTHY W. J., 1999. Nutrient and mass allocation of South-east Asian seagrasses. *Aquatic Botany*, **63** (3-4), 203-217.

1

2TOMLINSON P.B., 1974. Vegetative morphology and meristem dependence. The foundation of productivity in seagrasses. *Aquaculture*, **4**, 107-130.

3

4TOMMASELLO A., FERRERI B.M., FREADÀ ORESTANO C., CALVO S., 1994. Osservazioni sul ciclo riproduttivo di *Posidonia oceanica* (L.) Delile (Posidoniaceae) lungo le coste tirreniche siciliane. *Giornale Botanico Italiano*, **128** (1), 216.

5

6TOMASELLO A., CALVO S., DI MAIDA G., LOVISON G., PIRROTTA M., SCIANDRA M., 2006. Shoot age as a confounding factor on detecting the effect

of human-induced disturbance on *Posidonia oceanica* growth performance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **343**, 166–175

7

8

9TROCINE R.P., RICE J.D., WELLS G.N., 1981. Inhibition of seagrass photosynthesis by ultraviolet B radiation. *Plant Physiology*, **68**, 74-81.

VELIMIROV B., 1987. Organic matter derived from seagrass meadow: origin, properties, and quality of particles. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, **8**, 143-173.

WAYCOTT M., LES D.H., 2000. Current perspectives on marine Angiosperm evolution. *Biol. mar. Medit.* **7** (2), 160-163.

WAYCOTT M., DUARTE C. M., CARRUTHERS T. J. B., ORTH R. J., DENNISON W. C., OLYARNIK S., CALLADINE A., FOURQUREAN J W., HECK K. L., HUGHES JR. A., KENDRICK G.A., KENWORTHY W.J, SHORT F.T., WILLIAMS S.L., 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems *PNAS*, **106**, 12377–12381.

WAYCOTT M., PROCACCINI G., LES D., REUSCH T.H.B., 2006. Genetic studies in seagrasses: molecular systematics to population genetics and beyond. In: Larkum A.W.D., Orth R.J., C. Duarte (eds) *Seagrass: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, The Netherlands, 25-50.

WELLMAN C.H., OSTERLOFF P.L., MOHUDDIN U., 2003. Fragments of the earliest land plants. *Nature* **425**, 282-285

WITTMANN, K. J., 1984 Temporal and morphological variations of growth in a natural stand of *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *P.S.N.Z.I. Marine Ecology* **5**, 301–316.

ZUPO V., BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., PROCACCINI G., 2006. Temporal variations in the spatial distribution of shoot density in a *Posidonia*

*oceanica* meadow and patterns of genetic diversity. *Marine Ecology*, **27** (4), 328-338.

ZUPO V., BUIA M.C., MAZZELLA L., 1997. A production model for *Posidonia oceanica* based on temperature. *Estuarine, Coastal Shelf and Science*, **44**, 483-492.

ZUPO V., MAZZELLA L., BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., SCIPIONE M.B., CANCEMI G., 2006. Spatial structure of a *Posidonia oceanica* meadow off the island of Ischia (Gulf of Naples, Italy): an investigation based on the Kriging technique. *Aquatic Botany*, **84** (2), 101-109.

<http://europa.eu.int/scadplus/leg/it/evb/128002b.htm>

<http://habitat.igc.org/agenda21/Index.html>

[http://www.eurometeo.com/italian/read/doc\\_douglas](http://www.eurometeo.com/italian/read/doc_douglas)

<http://www.ilmeteo.it/portale/archivio-meteo/Napoli>

[www.apat.gov.it/site/\\_Files/MARONTI.pdf](http://www.apat.gov.it/site/_Files/MARONTI.pdf)

[www.ischia.org/cultura/19991228.php](http://www.ischia.org/cultura/19991228.php)