

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO

DIPARTIMENTO DI ECOLOGIA E SVILUPPO ECONOMICO SOSTENIBILE

CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA

ECOLOGIA E GESTIONE DELLE RISORSE BIOLOGICHE - XXII Ciclo.

MONITORAGGIO A LUNGO TERMINE DI TRAPIANTI DI
POSIDONIA OCEANICA SU VASTA SCALA

BIO/07

Coordinatore: Dott.ssa Roberta Cimmaruta

Tutor: Prof. Michele Scardi

Dottorando: Flora Carannante

A Eugenio Fresi

INDICE

1.	INTRODUZIONE	5
1.1.	Le fanerogame	5
1.2.	La <i>Posidonia oceanica</i>	10
1.2.1.	La pianta	10
1.2.2.	La riproduzione	15
1.2.3.	L'ecosistema a Posidonia	17
1.2.4.	Ruolo ecologico delle praterie	20
1.2.5.	Regression e salvaguardia delle praterie	22
1.2.6.	Conservazione e quadro giuridico	26
1.3.	Tecniche di studio	28
1.3.1.	Descrittori fisici	28
1.3.2.	Descrittori fisiografici	29
1.3.3.	Descrittori strutturali	33
1.3.4.	Descrittori funzionali	37
1.3.5.	Descrittori derivati	44
1.4.	Trapianti di fanerogame	47
1.4.1.	Metodi manuali	48
1.4.2.	Metodi meccanici	50
1.4.3.	Esperienze in Mediterraneo	56
1.5.	Obiettivo della tesi	58
2.	MATERIALI E METODI	60
2.1.	Descrizione dei siti	60
2.1.1.	Santa Marinella (2004-2010)	60
2.1.2.	Ischia (2008-2010)	69
2.2.	Metodi trapianto	74
2.2.1.	Selezione dei siti di reimpianto	74
2.2.2.	Posa dei moduli di ancoraggio delle talee	79
2.2.3.	Espianto delle talee	83
2.2.4.	Selezione e preparazione delle talee	85
2.2.5.	Messa a dimora delle talee	87
2.3.	Monitoraggio dei trapianti	89

2.3.1.	Monitoraggio non distruttivo	89
2.3.3.	Controllo della mortalità delle talee	102
2.3.3.	Monitoraggio distruttivo	104
2.4.	Nuovi supporti di ancoraggio	111
2.4.1.	Picchetti metallici	113
2.4.2.	Croci	115
2.4.3.	Rete metallica	117
2.5.	Prove di espanto sperimentali	118
2.5.1.	Pianificazione dell'esperimento	118
2.5.2.	Metodologia e monitoraggio	119
3.	RISULTATI	122
3.1.	Controllo della mortalità delle talee a Santa Marinella	122
3.2.	Controllo della mortalità delle talee a Ischia	138
3.3.	Altri supporti di ancoraggio	143
3.4.	Confronto Ischia – Santa Marinella	152
3.5.	Prove di espanto sperimentali	155
4.	DISCUSSIONI E CONCLUSIONI	158
5.	BIBLIOGRAFIA	162

1. INTRODUZIONE

1.1. Le fanerogame

L'origine delle fanerogame marine ancora non è stata compresa del tutto; un'ipotesi è quella secondo cui queste piante hanno conquistato il mare a partire dall'acqua dolce (Arber, 1920; Sculthorpe, 1967).

Tale opinione è basata su due concetti fondamentali:

- le fanerogame marine sono piante acquatiche distribuite soprattutto in acqua dolce.
- nessuna angiosperma marina è collegabile in modo significativo con una pianta terrestre.

Secondo Den Hartogh (1970) l'origine delle fanerogame marine è riferibile ad un antenato ancestrale, una pianta terrestre.

A sostegno di tale tesi la Paleontologia ci è sicuramente di grande aiuto poiché i reperti fossili riconducibili ad antenati delle attuali fanerogame marine sono costituiti da piante poco adattate all'acqua dolce; diventa improbabile quindi la tesi di Arber (1920), secondo cui queste specie avrebbero avuto successo nel compiere la difficile strada dall'acqua dolce al mare passando per l'ambiente salmastro.

Queste Angiosperme marine sono largamente diffuse in acqua dolce come specie ma, se si considera la distribuzione a livello di sottofamiglia, la visione che si ha è diametralmente opposta.

In conclusione Den Hartogh sostiene che le Angiosperme hanno invaso il mare e l'acqua dolce indipendentemente, lungo vie evolutive differenti.

Tutte le specie sono monocotiledoni e sono un gruppo polifiletico definito da una nicchia ecologica particolare (Green e Short, 2003). Per sopravvivere in ambiente marino hanno sviluppato differenti adattamenti: prelevano, ad esempio, in maniera efficiente carbonio inorganico dall'acqua e le sostanze nutritive necessarie per la crescita possono essere assorbite sia dalle radici, come per le piante terrestri, sia dalla colonna d'acqua attraverso le foglie. Dal momento che il sedimento del fondo marino è spesso privo di ossigeno, le parti sotterranee vengono

rifornite di ossigeno dalle foglie attraverso un sistema di canali pieni d'aria all'interno del tessuto. La diffusione di polline dei fiori femminili, che è tipicamente mediata dal vento o dagli insetti nelle piante terrestri, si verifica attraverso le correnti d'acqua (Borum, 2004).

Le fanerogame marine formano dei raggruppamenti sottomarini denominati "praterie", la cui struttura varia in base alla località. Esse vanno da uno stato "raro" (da zero a decine di ciuffi per metro quadrato) ad uno stato particolarmente "denso" (più di 300 ciuffi per metro quadrato) (McRoy et al., 1972). In generale, colonizzano zone dominate da substrati sabbiosi o fangosi, ma alcune specie sono in grado di colonizzare substrati rocciosi (ad esempio *Phyllospadix*). Data la loro complessa struttura sotterranea costituita da numerosi tessuti non fotosintetici che richiedono l'input da parte delle foglie, le piante marine richiedono grandi quantità di luce per il loro sviluppo. Quindi, le fanerogame marine vivono generalmente in acque poco profonde, ma alcune specie possono colonizzare i fondali fino a 40-50 metri di profondità (Green e Short, 2003).

La tassonomia delle fanerogame marine è stata a lungo oggetto di molti cambiamenti.

Attualmente, 59 specie di piante marine sono classificate in 12 generi e 5 famiglie (Hemminga & Duarte, 2000; Short & Coles, 2001). Tre di questi generi (*Halophila*, *Posidonia* e *Zostera*), che si sono probabilmente evoluti da lignaggi antichi (Den Hartog, 1970), comprendono la gran parte delle specie elencate (55%), mentre il genere *Enhalus* è rappresentato da una singola specie (*Enhalus acroides*) (Hemminga e Duarte, 2000). Le specie del genere *Ruppia* spp. sono incluse nelle fanerogame quando sono presenti in ambiente marino o di estuario, ma non essendo esclusivamente marine, non sono universalmente accettate come tali (Green e Short, 2003).

La distribuzione delle fanerogame marine in tutto il mondo (adattata da Green e Short, 2003), è stata sviluppata dall'UNEP-WCMC, basandosi su un'ampia letteratura e ricerche ad opera di esperti. Sono state raccolte approfondite informazioni e, in seguito, è stato sviluppato un sistema di

informazione geografica (GIS) (Short et al., 2007). Sono state formulate le bioregioni per descrivere la distribuzione delle specie (Short et al., 2001); nel 2007 è stata sviluppata una nuova mappa delle bioregioni che indica la biodiversità e il numero di specie di fanerogame nelle varie parti del globo (Short et al., 2007) (Fig. 1.1.1, tabella 1.1.1)

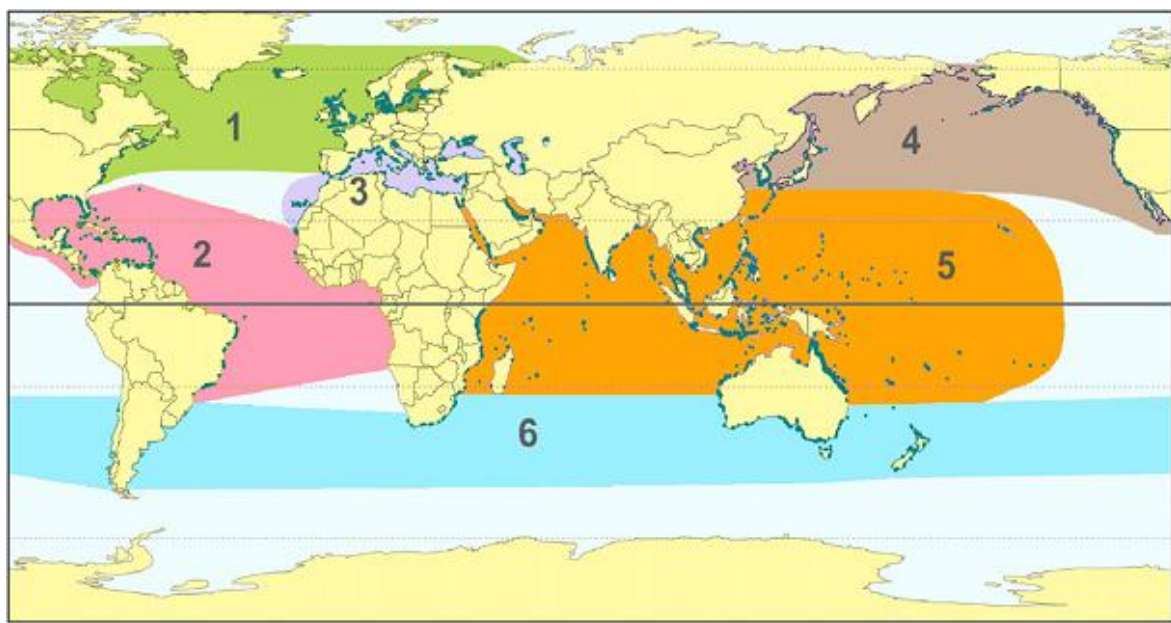


Figura 1.1.1.: Global seagrass distribution shown as blue points and polygons (data from 2005 UNEP-WCMC) and geographic bioregions: 1. Temperate North Atlantic, 2. Tropical Atlantic, 3. Mediterranean, 4. Temperate North Pacific, 5. Tropical Indo-Pacific, 6. Temperate Southern Oceans.

Bioregion	Description	Species
1. Temperate North Atlantic (North Carolina, USA to Portugal)	Low diversity temperate seagrasses (5 species) primarily in estuaries and lagoons.	Ruppia maritima, Zostera marina, Zostera noltii, Cymodocea nodosa+ , Halodule wrightii+
2. Tropical Atlantic (including the Caribbean Sea, Gulf of Mexico, Bermuda, the Bahamas, and both tropical coasts of the Atlantic)	High diversity tropical seagrasses(10 species) growing on back reefs and shallow banks in clear water.	Halodule beaudettei, H. wrightii (H. bermudensis, H. emarginata), Halophila baillonii, Halophila decipiens, Halophila engelmanni, Halophila johnsonii, R. maritima, Syringodium filiforme, Thalassia testudinum, Halophila stipulacea+
3. Mediterranean (including the Mediterranean Sea, the Black, Caspian and Aral Seas and northwest Africa)	Vast deep meadows of moderate diversity and a temperate/tropical mix of seagrasses (9 species) growing in clear water.	C. nodosa, Posidonia oceanica, Ruppia cirrhosa, R. maritima, Z. marina, Z. noltii, H. wrightii+ , H. decipiens+ , H. stipulacea+
4. Temperate North Pacific (Korea to Baja, Mexico)	High diversity of temperate seagrasses (15 species) in estuaries, lagoons and coastal surf zones.	Phyllospadix iwatensis, Phyllospadix japonicus, Phyllospadix scouleri, Phyllospadix serrulatus, Phyllospadix torreyi, R. maritima, Zostera asiatica, Zostera caespitosa, Zostera caulescens, Zostera japonica, Z. marina, H. wrightii+ , H. decipiens+ , Halophila euphlebia+ , Halophila ovalis+
5. Tropical Indo-Pacific (East Africa, south Asia and tropical Australia to the eastern Pacific)	Largest and highest diversity bioregion; tropical seagrasses (24 species) predominantly on reef flats but also in deep waters, many commonly grazed by mega-herbivores.	Cymodocea angustata, Cymodocea rotundata, Cymodocea serrulata, Enhalus acoroides, Halodule pinifolia, Halodule uninervis, H. wrightii, Halophila beccarii, Halophila capricorni, H. decipiens, Halophila hawaiiiana, Halophila minor, H. ovalis, Halophila ovata, Halophila spinulosa, H. stipulacea, Halophila trcostata, R. maritima, Syringodium isoetifolium, Thalassia hemprichii, Thalassodendron ciliatum, Zostera capensis+ , Z. japonica+ , Zostera muelleri+ [Zostera capricorni]
6. Temperate Southern Oceans (New Zealand and temperate Australia, South America, and South Africa)	Extensive meadows of low-to-high diversity temperate seagrasses (18 species) often growing under extreme conditions.	Amphibolis antarctica, Amphibolis griffithii, Halophila australis, Posidonia angustifolia, Posidonia australis, Posidonia ostenfeldii complex, Posidonia sinuosa, R. maritima, Ruppia megacarpa, Ruppia tuberosa, Thalassodendron pachyrhizum, Z. capensis, Z. muelleri [Z. capricorni], Zostera tasmanica [Heterozostera tasmanica], H. decipiens+ , H. ovalis+ , S. isoetifolium+ , T. ciliatum+
The boundaries of each bioregion are described and the seagrass species of each bioregion are presented alphabetically, followed by species of seagrass that have their center of distribution in an adjacent bioregion or are invasive to a bioregion, designated with a "+". Species listed in brackets are conspecific with the preceding species. Species listed in parentheses require further genetic and morphometric investigation and may be conspecific with the preceding species		

Tabella 1.1.1.: The global distribution of seagrass species within 6 geographic bioregions (fig. 1.1.1) based on assemblages of taxonomic groups in temperate and tropical areas and the physical separation of the world's oceans (revised from Short et al. (2001).

Sono stati individuati, anche, cinque centri di elevata diversità a livello globale (Short et al., 2007) (Fig. 1.1.2), per quanto concerne le fanerogame marine.

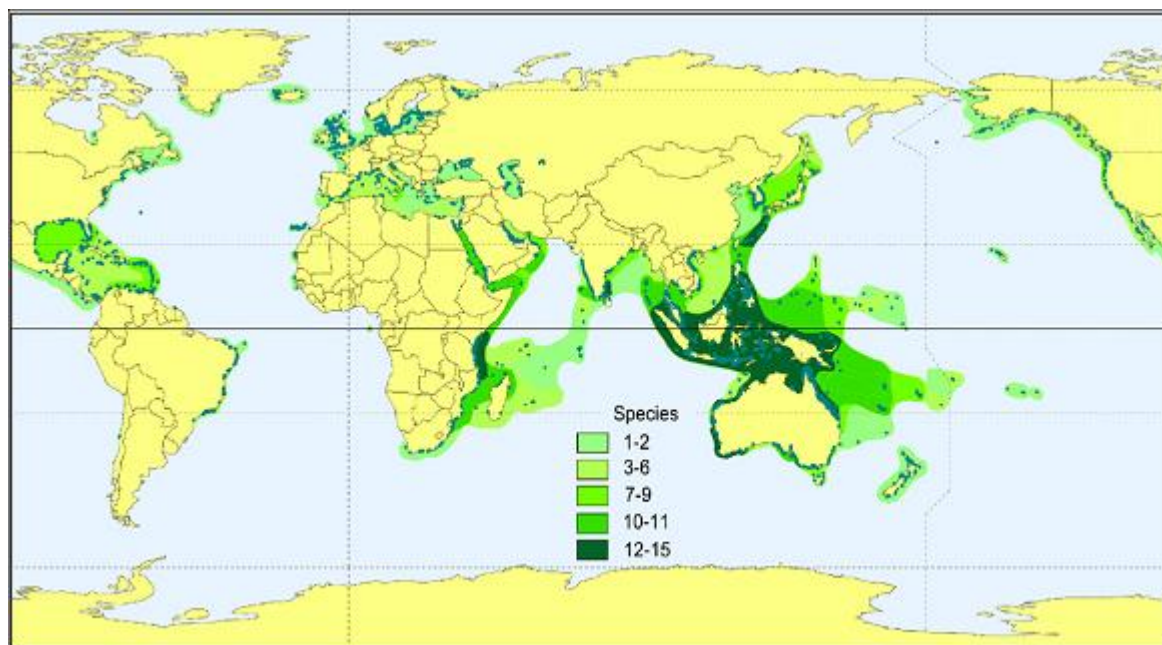


Figura 1.1.2...: Global seagrass diversity and distribution. Shades of green indicate numbers of species reported for an area; blue points and polygons indicate documented reports of seagrass occurrence (from 2005 UNEP-WCMC).

Solo 5 specie di piante marine colonizzano il Mediterraneo: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, presenti anche sulla costa atlantica del Nord Africa e portoghese, *Zostera marina* e *Zostera noltii*, con una vasta distribuzione in zone temperate e, infine, *Halophila stipulacea*, risultato di recente introduzione dal Mar Rosso (Short e Coles, 2001). *P. oceanica* è stata ampiamente studiata e molti hanno affrontato vari aspetti della sua distribuzione (Pasqualini et al., 1998, Piazzì et al., 2000), ecologia e fisiologia (Lepoint et al., 2002, 2004; Alcoverro et al., 1997, 2001; Invers et al., 2004; Marba et al., 2002) e, più recentemente, della genetica (Capiomont et al., 1996; Micheli et al., 2005).

1.2. La *Posidonia oceanica*

1.2.1. La pianta

Spermatofita appartenente al subphylum Angiospermae, classe Monocothyledonae, sottoclasse Helobiae, ordine Potamogetonales, famiglia Posidoniaceae, la specie *Posidonia oceanica* (L.) Delile è una pianta superiore endemica del bacino Mediterraneo.

Tale pianta forma raggruppamenti monospecifici chiamati praterie che ricoprono più del 2% della superficie sommersa del Mediterraneo (fig. 1.2.1.1), vale a dire circa 20 000 miglia quadrate, da Gibilterra alla Turchia e dalle coste settentrionali dell' Africa all'Adriatico, occupando la piattaforma continentale dalla zona più superficiale fino ai 30-40 metri di profondità (F&M studi e progetti, 1989).

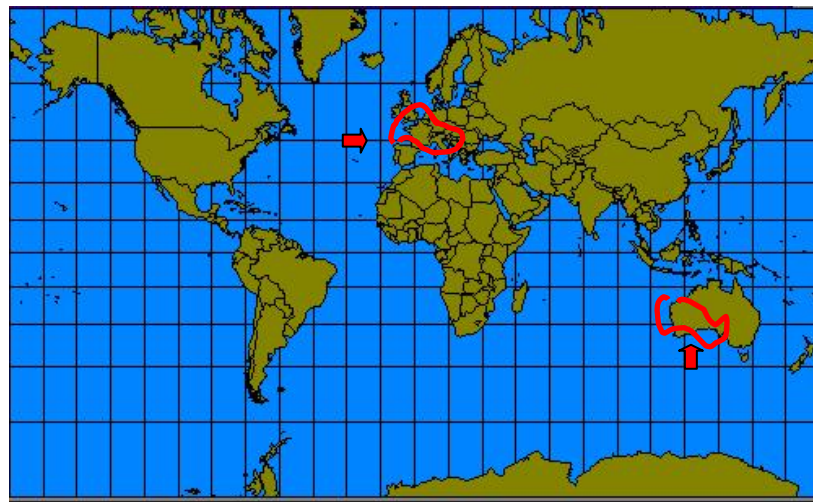


Figura 1.2.1.1.: distribuzione spaziale del genere *Posidonia* (da Van der Ben, 1971)

Tuttavia la *Posidonia oceanica* non è la sola specie del genere *Posidonia*; infatti nell'emisfero australe è presente una sua con generica, *Posidonia australis*, così chiamata proprio perché è insediata presso le coste meridionali dell' Australia (Emberger, 1960) (fig. 1.2.1.1).

Essendo una pianta superiore, la *Posidonia oceanica* è provvista di strutture vegetative differenziate: radici, rizomi e foglie, organi deputati ognuno ad una funzione specifica (fig. 1.2.1.2).

Le radici servono ad ancorare la pianta al substrato oltre che assorbire sali nutritivi dal sedimento inviandoli poi alle foglie tramite il tessuto vascolare del rizoma.

Il fusto, detto rizoma a causa dell'*habitus* ipogeo, è un fusto modificato; coopera al fissaggio della pianta ed è deputato anche ad immagazzinare riserve nutritive. Esso può accrescersi sia in senso orizzontale (rizoma plagiotropo) sia in senso verticale (rizoma ortotropo) (Molinier e Picard, 1952).

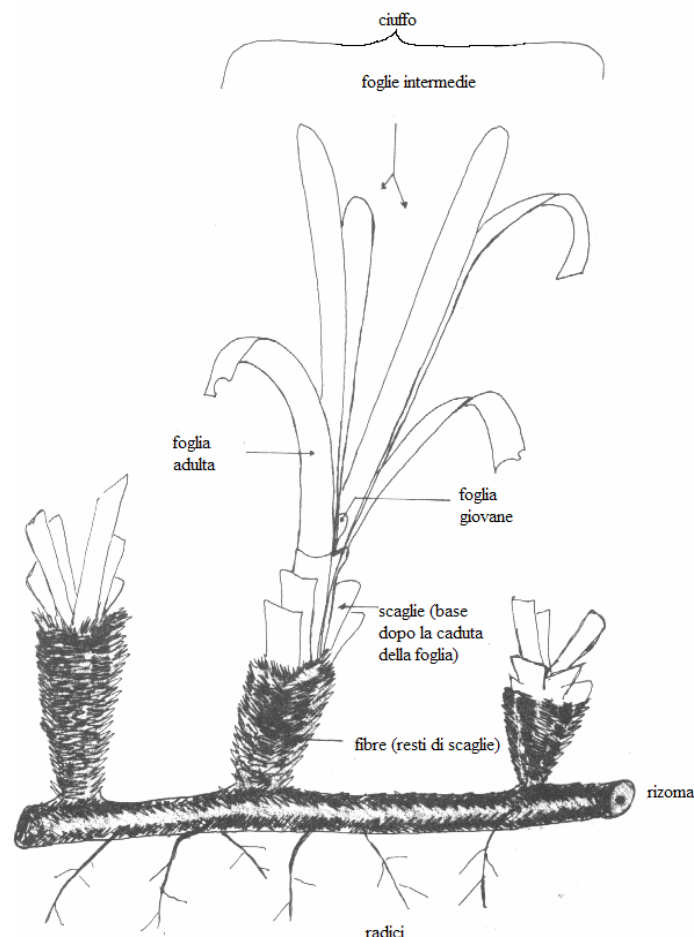


Figura 1.2.1.2.: *Posidonia oceanica*: struttura (da Panayotidis, 1980)

A differenza delle altre fanerogame marine, il cui rizoma può accrescersi solo orizzontalmente, tale capacità le permette di adattarsi alle

diverse condizioni ambientali adottando l'una o l'altra strategia di crescita (Caye, 1979).

Mentre i rizomi plagiotropi, sono i primi a colonizzare i sedimenti presentando radici sul lato inferiore, quelli ortotropi, crescendo in altezza, evitano che la continua sedimentazione insabbi la pianta. Questi due tipi di accrescimento sono all'origine della formazione delle cosiddette "mattes" (Caye, 1979; Boudouresque & Bianconi, 1986).

Le mattes sono tipiche formazioni a terrazzo costituite dall'intreccio di più strati di rizomi, radici e del sedimento intrappolato tra questi e fortemente compattato (Fig. 1.2.1.3).



Figura 1.2.1.3.:la "matte".

Se l'accumulo dei sedimenti 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 & Meisnez., 1982).

All'interno della "matte" trovano rifugio numerose specie meiobentoniche.

Lungo il rizoma si dipartono ciuffi formati mediamente da 4-8 foglie nastriformi (Panayotidis & Giraud, 1981) che mediamente hanno una larghezza di 1 cm ed una lunghezza molto variabile, che dipende dal ciclo della pianta: in alcuni casi possono raggiungere anche il metro e mezzo di lunghezza (Giraud et al., 1979; Panayotidis & Giraud, 1981)

Le foglie sono l'organo capace di effettuare la fotosintesi clorofilliana, il processo fondamentale con cui anidride carbonica e sali minerali, con l'ausilio della luce, vengono convertite in nuova materia organica.

La disposizione tipica delle foglie è a ventaglio all'interno del fascio (fillotassia distica) con le giovani foglioline che, in alternanza, germogliano da un lato e dall'altro dell'asse centrale del fascio. Ciò fa sì che le foglie più vecchie siano quelle esterne, spesso anche le più lunghe, mentre le più giovani occupano gli spazi più interni del ciuffo/fascio.

Le foglie si accrescono per formazione di nuovo tessuto dalla loro base, l'apice risulta essere la parte più vecchia della lamina fogliare e che quindi per prima sarà soggetta a fenomeni di degenerazione, che si manifestano con un imbrunimento della stessa e successiva erosione dell'apice (Grenier, 1860). Le foglie presentano anche differenze morfologiche, a seconda che i rizomi su cui sono inserite siano ortotropi o plagiotropi.

Caye & Rossignol (1983) hanno osservato che le foglie dei rizomi ortotropi sono diritte e molto più lunghe di quelle dei rizomi plagiotropi che, oltre ad essere più corte, sono incurvate con orientamento geotropico positivo. Wittman (1984) ha, inoltre, appurato che le foglie inserite sui rizomi plagiotropi secondari sono più corte e più strette di quelle dei rizomi plagiotropi primari.

Nel caso di una foglia adulta (più esterna) alla sua base si trova una guaina (detta scaglia) separata dal lembo fogliare dalla ligula, una struttura anatomica curvata ad arco. La guaina, di colore biancastro, a volte verde chiaro, vicino la ligula (Giraud, 1977), è costituita da una parte

appiattita con due sottili labbra laterali (dette stipule), più larghe alla base rispetto alla sommità, che avvolgono le guaine e le basi delle foglie più giovani (Fig. 3).



Figura 3: foglia adulta di *P. oceanica*. Guaina (g) con le stipule (l) e ligula (li) (da Van der Ben, 1971). Da notare le nervature trasversali più scure

La parte appiattita è molto più solida del lembo fogliare, differenza che deriva dall'esistenza, nella guaina, di numerosi cordoni fibrosi che, dal lato basale, si prolungano nel rizoma mentre verso il lato apicale terminano all'inserzione del lembo. E' per questa ragione che nel momento in cui la foglia muore il distacco avviene a livello della ligula, lasciando la guaina persistere per un certo periodo di tempo per poi ridursi progressivamente alle sue fibre (Emberger 1960).

Queste scaglie circondano completamente il rizoma facendolo apparire "peloso".

Si è osservato che lo spessore delle scaglie presenta delle variazioni che sono in relazione con il ciclo annuale della pianta (ogni anno vegetativo inizia con scaglie molto sottili), questa particolarità fornisce una chiave di lettura per la determinazione dell'età della singola pianta e dell'intera prateria.

Le modalità di accrescimento della *P. oceanica* variano per ciascuna delle sue parti: le foglie crescono molto velocemente e mostrano una evidente stagionalità; i rizomi si accrescono in maniera diversa (quelli ortotropi non crescono che 1 cm all'anno, mentre i plagiotropi mostrano un allungamento medio di 4 cm per anno).

1.2.2. La riproduzione

In *P. oceanica* si osservano due modalità di riproduzione, una sessuata, con formazione di fiori e frutti, ed una vegetativa per stolonizzazione (Den Hartog, 1970).

Quest'ultimo processo rappresenta il meccanismo di riproduzione che la pianta attua maggiormente.

Nel ciclo sessuato i fiori (foto 1.2.2.1) sono ermafroditi, cioè formati da una parte maschile (stami), contenente il polline, che circonda una parte femminile (carpello) che contiene la cellula uovo. Essi sono raggruppati in infiorescenze di colore verde, aventi uno stelo inserito nel centro del ciuffo e avvolte da due brattee floreali (forma a spighetta). La fioritura non si verifica tutti gli anni, essa è legata al riscaldamento delle acque.

Nelle praterie superficiali i fiori compaiono nei mesi di settembre-ottobre e nel tardo autunno è possibile osservare i primi fecondati; i frutti raggiungono la maturazione nei mesi di marzo-aprile.

Nelle praterie profonde la fioritura e la fruttificazione hanno luogo con circa due mesi di ritardo rispetto a quelle superficiali.



Foto 1.2.2.1.

L'impollinazione avviene sott'acqua, sfruttando le correnti marine, in quanto il polline presenta una densità simile a quella dell'acqua. Il frutto è chiamato "oliva di mare" poiché dell'oliva ha, all'incirca, le dimensioni e l'aspetto.

Giunto a maturazione completa, esso si distacca dalla pianta madre e galleggia sulla superficie del mare, in quanto l'involucro esterno (pericarpo) è poroso e ricco di sostanze oleose. Successivamente vengono trasportati anche molto lontano dalle onde, dal vento e dalle correnti e, una volta aperto il pericarpo, esce il seme che cade sul sedimento e, se incontra condizioni favorevoli, può germinare, dando origine ad una nuova prateria. I frutti nelle nostre acque, spesso, non giungono a maturazione ma degenerano, assumendo una colorazione bruno-nerastra; in questo stato possono persistere nel ciuffo per diversi mesi. In passato si riteneva che i fenomeni di fioritura e di fruttificazione e quindi la riproduzione sessuata, fossero abbastanza rari; oggi si è dimostrato che è invece un fenomeno più frequente di quanto si pensasse.

La riproduzione vegetativa, come già detto, avviene grazie al processo di stolonizzazione, per cui si originano da un rizoma plagiotropo altri rizomi plagiotropi recanti ciuffi di foglie (Den Hartog, 1970).

La stolonizzazione è la principale modalità di riproduzione vegetativa di questa pianta. Essa si verifica con il distacco di rizomi terminali dal rizoma parentale, per necrosi o a causa dell'idrodinamismo (Molinier & Picard, 1952) e per moltiplicazione ed accrescimento dei rizomi plagiotropi ed ortotropi. Questo processo è particolarmente lento in quanto l'allungamento dei rizomi ortotropi può raggiungere 1 cm all'anno e quello dei rizomi plagiotropi 3.5 - 7.5 cm all'anno (Boudouresque et al., 1984).

I rizomi ortotropi possiedono radici avventizie e la formazione di rami laterali è un evento abbastanza raro; al contrario dal rizoma plagiotropo primario possono originarsi altri rizomi secondari plagiotropi, che crescono più o meno nella medesima direzione.

I rizomi secondari derivano dalla divisione degli apici vegetativi dei rizomi primari e mostrano, rispetto ai primari, delle modificazioni

morfologiche consistenti nel fatto che questi non possiedono radici avventizie e non si dividono mai fino a che il rizoma primario non secca (Wittman, 1984).

Molenaar et al. (1993), in studi riguardanti il trapianto di *P. oceanica*, hanno osservato alcuni rizomi ortotropi mutare la loro modalità di crescita in plagiotropa, mentre il processo contrario sembra non sia possibile.

Attraverso i rizomi, sia ortotropi che plagiotropi, le singole piante possono unirsi le une alle altre con i loro apparati radicali, creando degli stoloni molto lunghi di cui è difficile identificarne l'individuo di appartenenza e, di conseguenza, le singole unità. Generalmente un'unità vegetativa corrisponde a numerosi rizomi la cui lunghezza può raggiungere il metro.

Tuttavia è stato dimostrato con traccianti radioattivi che esiste una continuità fisiologica anche tra ciuffi distanti qualche metro, permettendo di evidenziare la complessità strutturale che viene raggiunta con la riproduzione vegetativa (Libes & Boudouresque, 1983).

Il tutto fa pensare che la riproduzione vegetativa, sia il meccanismo primario di mantenimento o di sviluppo della prateria di *P. oceanica* (Caye & Meinesz, 1984).

1.2.3. L'ecosistema a *Posidonia*

Le praterie di *Posidonia oceanica* sono un vero e proprio ecosistema e possono essere considerate un anello molto importante della rete trofica. In esse si trova un notevole numero di specie animali e vegetali, in quanto sia le foglie sia i rizomi sono considerati ambienti che donano rifugio, anche se tutto ciò comporta un certo adattamento da parte della pianta (Fresi et al., 1981).

La comunità epifitica fogliare è un elemento essenziale in questo ecosistema proprio perché gioca un ruolo importante nel trasferimento energetico dalla pianta ai livelli trofici più alti (Chessa et al., 1982). La sua successione temporale segue un schema definito: già ad uno o due giorni d'età le foglie sono colonizzate da microrganismi batterici delle dimensioni

di un micron formando, in una settimana, una patina che poi costituisce il substrato di impianto per le alghe unicellulari.

Successivamente cominciano ad insediarsi le Alghe pluricellulari di tipo incrostante; tali alghe incrostanti costituiscono il substrato per la colonizzazione da parte di Alghe pluricellulari a tallo eretto, come le alghe brune oltre ad alcuni generi di Rodoficee (Cinelli et al., 1984).

A causa della loro crescita stagionale, dell'erosione e della senescenza apicale, le foglie di *Posidonia* rappresentano un substrato altamente dinamico per la fauna e la flora epifitica (Ott, 1980; Wittmann et al., 1981). La struttura della comunità è determinata dalla relazione tra posizione spazio-temporale-porzione di foglia tanto quanto dagli eventi biologici e microclimatici (Mazzella et al., 1981; Wittmann et al., 1981). È da notare che i massimi di biomassa della flora epifita sono raggiunti in estate, mentre è l'inverso per la *Posidonia* rappresentando tale evento un adattamento della pianta agli epifiti (Ott, 1980). In effetti è inutile che la *Posidonia* investa energia per nuovo tessuto fotosintetico quando il ricoprimento è massimo. Questo è tuttavia un equilibrio delicato in quanto basta una forte eutrofizzazione a romperlo: un massiccio sviluppo epifitico precoce comporta la diminuzione della capacità fotosintetizzante delle foglie ricoperte nel periodo in cui la pianta è in piena produzione di materiale di riserva, esponendola nella stagione invernale ad un deficit energetico (Ott, 1980).

La macroflora è la porzione più importante della comunità epifitica. Essa comincia ad insedersi ad alcuni centimetri sopra la base, come *Fosliella- Pneophillum spp.*, colonizzando prima i margini e poi l'intera superficie in prossimità dell'apice.

Questo modello di successione epifitica sia di briozoi sia di alghe (incrostanti, non incrostanti, erette) mostra che l'età della foglia, modificando le condizioni microclimatiche, influenza fortemente la struttura della comunità epifitica. Su entrambe le facce delle lamine fogliari si nota una uguale dinamica nel ricoprimento epifitico, almeno per le specie quantitativamente più rappresentative. L'unica differenza riguarda un

ritardo nella successione delle facce esterne che diminuisce all'aumentare dell'età della foglia, ma per quanto riguarda lo stato maturo della comunità, quello è identico. Tutto ciò, dunque, è molto importante in quanto implica, nel campo della ricerca, una riduzione dell'area da esaminare considerando sforzi di campionamento estesi nel tempo e nello spazio (Casola & Scardi, 1989). La crescita epifitica dipende indirettamente dai fattori ambientali (venti, correnti di fondo), in quanto essi modificano la struttura della prateria, oltre che i ritmi di crescita della pianta e, di conseguenza, la struttura della comunità epifita (Buia et al., 1989).

Altri animali fanno parte della comunità epifita come gli Idroidi *Sertularia perpusilla* e *Aglaophenia harpago* che sono, insieme ad *E. Posidoniae*, specie-specifiche, ossia esclusive delle foglie di *Posidonia*.

Esistono anche organismi non esclusivi di *Posidonia* che appartengono ad Anellidi (Spirorbidi), Ascidie coloniali, Attinie, persino una medusa, *Stephanauge* (F&M progetti srl, 1989). Oltre alle specie sessili fin'ora citate vivono tra le foglie di *Posidonia* numerosissime specie vagili di animali che comprendono quasi tutti i phila (Peres & Picard, 1964). (fig. 1.2.3.1) Essi sfruttano le colorazioni delle foglie verdi o brune per mimetizzarsi: sono crostacei verde-*Posidonia* come *Idothea hectica* e *Hyppolite inermis* o brunastri come *Idothea linearis*. Oltre a difendersi, alcuni pesci usano il mimetismo anche per ingannare le prede al fine di catturarle. Inoltre sono presenti molti generi di Gasteropodi che si nutrono sulle foglie di *Posidonia* delle alghe epifite e si lasciano cadere nel fogliame quando avvertono vibrazioni che potrebbero indicare pericolo; tra i generi si ricorda *Rissoa*, *Gibbula*, *Bittium*, *Goniostoma* anche se ne sono presenti molti altri.

Le praterie di *Posidonia*, oltre ad offrire rifugio, sono un ambiente ideale anche per la riproduzione di molte specie di Pesci oggetto di pesca, (salpe, serrani, saraghi, tracine, scorfani), di Crostacei (p.es. gamberi del genere *Palaemon*) e di Molluschi come polpi e seppie (fig. 1.2.3.1)

Anche i rizomi sono popolati da una miriade di organismi, tra i quali rivestono un ruolo molto importante gli Echinodermi (Oloturie ed Echinoidi come *Paracentrotus lividus* e *Sphaerechinus granularis*) che, nutrendosi di foglie morte, contribuiscono a convertire materia organica vegetale morta immettendo nella rete trofica materia organica animale viva. Tuttavia, talora si verificano delle esplosioni nelle popolazioni dei ricci che sono poi costretti a mangiare anche le parti vive delle foglie creando degli squilibri all'interno delle praterie (F&M progetti srl, 1989).

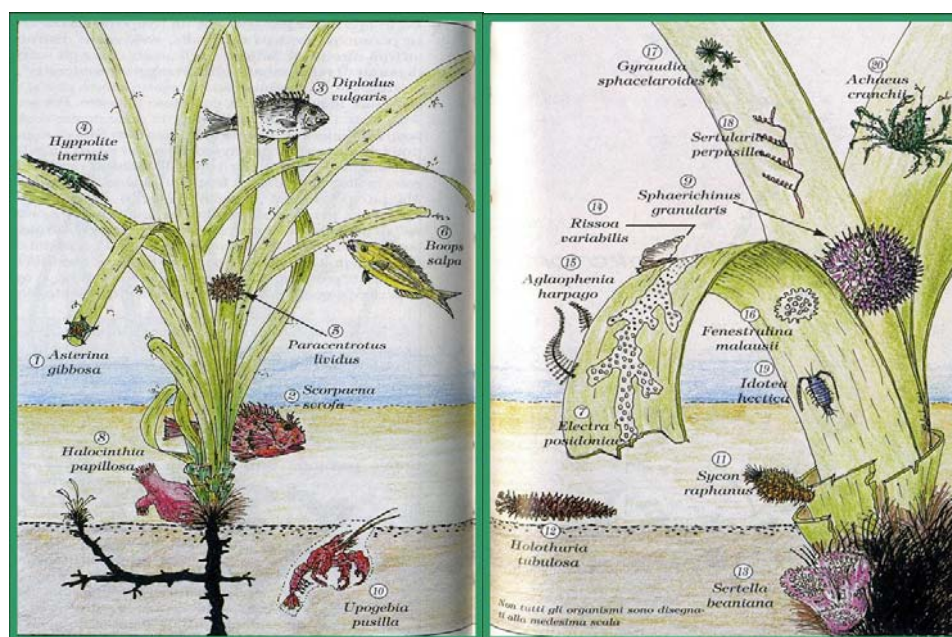


Figura 1.2.3.1.: Comunità animale presente in una prateria

1.2.4. Ruolo ecologico delle praterie

L'evoluzione di una prateria, la sua continua trasformazione, rappresentano il risultato dell'interazione tra la crescita della pianta, l'idrodinamismo e la sedimentazione di materiali solidi nell'ambiente costiero.

Lo strato fogliare è un potente sistema frenante per le onde e le correnti, arrivando a dissipare per attrito circa il 60-70% dell'energia delle correnti e il 30-40% di quella delle onde. Oltre alla sedimentazione di particelle provenienti dall'esterno, si deve aggiungere il notevole contributo

della sedimentazione “interna” alla prateria, derivante dalla deposizione dei resti calcarei dei numerosissimi organismi animali e vegetali che vivono sulle foglie e tra i rizomi.

Alcune ricerche hanno dimostrato che la velocità dell'accrescimento verticale del rizoma è proporzionale alla sedimentazione.

Il tasso di crescita della “matte” è stato determinato attraverso l'utilizzo di varie tecniche. Le cifre oscillano da un massimo di un metro ogni cento anni ad un minimo di 1,2 m in 4600 anni. L'alta varianza delle stime dipende dal fatto che al processo di costruzione della “matte” si alterna quello della sua distruzione.

Le praterie di *P. oceanica* esercitano un ruolo decisivo nell'equilibrio della fascia costiera e rappresentano l'ecosistema climax su substrati mobili, sono cioè l'ultimo stadio di quella successione di specie che caratterizzano un sistema.

La sua importanza è talmente grande, che è stato coniato il termine di “ecosistema a *Posidonia*”. In particolare, nel contesto della dinamica costiera, tale fanerogama svolge molteplici e peculiari ruoli che giustificano l'importanza attribuitale; essa infatti:

- contribuisce in modo significativo alla ossigenazione delle acque grazie al notevole sviluppo fogliare e al processo fotosintetico: fino a 20 litri al giorno per m² di prateria, con un bilancio positivo per l'ambiente di circa 14 litri;
- produce ed esporta una notevole quantità di biomassa e di energia: circa il 30% di produzione di una prateria viene esportata in ecosistemi sia limitrofi, sia distanti e molto profondi. Il valore di biomassa di una prateria può essere valutato in quasi 40.000 kg/ha di peso secco;
- costituisce un riparo ideale dai predatori per molte specie marine che, trovano tra le sue foglie, le condizioni ideali per nascondersi e mimetizzarsi;
- rappresenta una fonte di cibo diretta e indiretta per numerosi organismi costieri e pelagici ed è il punto di partenza di una

complessa rete trofica: parte dell'alimentazione è costituita dalle foglie stesse della pianta e parte dagli "epifiti" che vivono adesi ad esse e ai rizomi;

- rappresenta un'area di riproduzione e deposizione delle uova (accrescimento degli stadi giovanili di molti organismi diversi);
- stabilizza i fondali marini attraverso lo sviluppo di un efficace apparato radicale e stolonifero, compattando i substrati mobili;
- modella i fondali e protegge i litorali sabbiosi dall'erosione, grazie alla riduzione dell'idrodinamismo, operata dallo strato fogliare e dalle "matte" e contribuisce allo smorzamento del moto ondoso a riva, dovuto alla presenza all'accumulo di foglie morte ("banquettes").

1.2.5 Regressione e salvaguardia delle praterie

Oltre ad essere estremamente importanti da un punto di vista ecologico, le praterie sono dei sistemi estremamente vulnerabili, anche in relazione alla loro bassa variabilità genetica. Ampie regressioni delle praterie si registrano soprattutto nel settore nord-occidentale del Mediterraneo.

Tale fenomeno può essere imputato a cause di diversa origine, antropica o naturale.

Le attività umane rappresentano un fattore di possibile degradazione e distruzione delle praterie in seguito alla fruizione, gestione ed utilizzazione della fascia costiera e delle sue risorse.

In particolare, la distribuzione delle praterie è direttamente e/o indirettamente connessa allo sversamento di reflui urbani e industriali non trattati lungo la fascia costiera, che alterano con la presenza di sostanze chimiche e tossiche l'area e che, dato l'alto contenuto in particolato organico, influiscono negativamente sulla stabilità della prateria, sia aumentando la torbidità delle acque e riducendo conseguentemente la penetrazione della luce, sia alterando l'equilibrio sedimentario del substrato di impianto. Il notevole carico organico provoca, inoltre, anche un eccessivo sviluppo di epifiti vegetali sulle foglie di Posidonia. Il risultato

è una diminuzione dell'intensità luminosa che raggiunge la pianta e una conseguente riduzione della sua attività fotosintetica.

A tal proposito, Peres (1984) ha osservato lungo i litorali più urbanizzati del Mediterraneo (Francia, Italia e Spagna), una diminuzione della densità fogliare della prateria e un calo della copertura del fondale occupato. Il restringimento della fascia di fondo colonizzata è dovuto a una netta risalita del limite profondo, contemporanea ad una discesa in profondità del limite superiore.

Gli scarichi urbani, oltre all'aumento di torbidità, provocano una netta regressione della prateria a causa della grande quantità e varietà di sostanze chimiche ad essi associate, che alterano la biosintesi dei pigmenti fotosintetici (Augier & Madinas, 1979; Panayotidis et al., 1990).

Alle sostanze altamente inquinanti appartengono anche i detergenti, le cui caratteristiche tossicologiche provocano danni letali a livello istologico e alterano i processi di accrescimento della pianta (Augier et al., 1984, 1987). 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.

La realizzazione di opere marittime (porti, dighe, cementificazione dei litorali, opere di sbancamento, ecc.) può provocare anche la scomparsa totale delle praterie a causa dell'azione diretta di scavo e di ricoprimento che modificano il regime idrodinamico e la torbidità delle acque e impediscono la penetrazione della luce, soffocando la prateria con la deposizione di materiale argilloso.

La massiccia cementificazione delle zone litorali con conseguente infangamento dei fondali, provoca uno stato di squilibrio nella struttura dinamica della prateria, in quanto le piante non sono più in grado di adeguare il limite di crescita all'aumentato ritmo di sedimentazione (Peres 1984; Balduzzi et al., 1984; Bourcier, 1989; Boudouresque et al., 1990).

Astier (1984) studiando i danni subiti da una prateria di *Posidonia* per la costruzione di una spiaggia artificiale antistante Tolone, osserva la perdita di 22 ettari di prateria, perché coperti dalla costruzione stessa, di

10 ettari distrutti dal successivo infangamento e la risalita del limite inferiore da 28 a 15 metri di profondità per la prolungata torbidità.

Anche Bourcier (1989) registra un innalzamento rilevante del limite inferiore, che passa dai 28 metri ai 25 metri a seguito dell'impatto congiunto di 2 scarichi urbani su una prateria nella baia di Cassis (Marsiglia) tra il 1966 e il 1979.

Un altro importante tipo di minaccia che provoca la regressione delle praterie, è collegabile allo stress meccanico legato all'attività di pesca ed agli ancoraggi ripetuti (Augier & Boudouresque, 1970; Porcher & Jeudy de Grissac, 1984; Astier, 1984; Peres, 1984; Cooper, 1980; Ardizzone & Pelusi, 1984). Secondo Peres (1984), le reti a strascico, arando il substrato, estirpano le foglie e i rizomi della pianta, provocando una diminuzione della densità della pianta e delle sostanze umiche, che si riflette sui meccanismi di crescita.

Anche gli ancoraggi delle imbarcazioni da diporto nautico contribuiscono ad innescare fenomeni di regressione delle praterie di *Posidonia oceanica*. Tali danni sono ancora più gravi se si considerano le caratteristiche biologiche della pianta (lenti ritmi di accrescimento) e la dinamica delle praterie (lentissimo recupero da disturbi esterni).

Tra le alterazioni legate indirettamente alle attività umane, possiamo prendere in considerazione l'introduzione di specie alloctone; queste competono con *Posidonia* per il substrato e negli ultimi anni, probabilmente a causa delle variazioni climatiche che interessano il Mediterraneo, stanno sempre più estromettendo la *Posidonia* dai substrati che le sono più congeniali. L'esempio più importante di tale fenomeno è dato dall'espansione della *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh e della *Caulerpa racemosa* (Forsskal), alghe tropicali appartenenti al phylum Chlorophyta (De Villele & Verlaque, 1995; Ceccherelli et al., 2000; Piazzini et al., 2001).

E' probabile che nessuna di queste fonti di disturbo sia sufficiente da sola a produrre la regressione delle praterie a cui stiamo assistendo, ma che piuttosto si tratti di un effetto sinergico dei vari fattori considerati.

Bisogna infine considerare tra le possibili cause di regressione, i fattori di origine naturale. Molinier & Picard (1952) e successivamente Augier & Boudouresque (1970), in studi sulla regressione della “*récife - barriera*” della baia di Port-Cros, hanno ipotizzato che il rimaneggiamento della prateria sia dovuto al fatto che *P. oceanica* possa essersi disadattata alle attuali condizioni climatiche del Mar Mediterraneo.

Secondo i suddetti Autori, una conferma di ciò sarebbe rilevabile nella sporadicità dei fenomeni di fioritura e fruttificazione, che si verificano di norma solo a seguito di estati molto calde. La graduale rarefazione delle praterie rende evidente e pressante il problema della loro salvaguardia.

Inoltre, la *Posidonia oceanica*, dopo la sua regressione, spesso viene sopravanzata nella ricolonizzazione degli spazi liberi di sedimento o della matte da altre fanerogame ad accrescimento più veloce (*Cymodocea nodosa*) o da alghe (*Caulerpa prolifera*).

Il deperimento e la scomparsa di queste praterie sommerse produce effetti destabilizzanti sull'equilibrio della fascia costiera, con risvolti ecologici ed economici non indifferenti che si manifestano sotto differenti aspetti:

- impoverimento della biocenosi e conseguente abbattimento della diversità con significative ripercussioni ai livelli superiori delle reti alimentari (distribuzione delle nurse, danni consistenti alla pesca artigianale costiera, ecc.);
- alterazioni dell'equilibrio costiero e del regime sedimentario associato a fenomeni di erosione dei litorali sabbiosi ed a ricadute negative su importanti attività economiche come il turismo.

Inoltre la prateria è un importante sistema frenante sia per le correnti che per le onde. È stato stimato che la regressione di 1 metro di prateria può causare l'arretramento della linea di costa di circa 15-20 metri.

Al fine di poter intraprendere concrete azioni di controllo, è necessario delineare in modo preciso l'estensione e le caratteristiche della prateria in un dato momento, e seguirne l'evoluzione nel tempo mediante successivi monitoraggi.

1.2.6. Conservazione e quadro giuridico

La conservazione delle praterie di *P. oceanica*, data la sua importanza ecologica e le regressioni in atto, rappresentano il primo passo in termini di gestione di questi ecosistemi.

Le praterie di *P. oceanica* sono protette a livello europeo, come habitat prioritario (Dir. 92/43 CEE 21/05/92 e 97/62/CE 27/10/1997) e come specie (Convenzione di Berna, allegato 1).

Per quanto concerne la CONSERVAZIONE DEGLI HABITAT:

- La Direttiva Habitat 92/43/CEE prevede che gli stati membri individuino aree che ospitano specie animali e vegetali e habitat, la cui conservazione è considerata prioritaria a livello europeo. Tali zone sono dette Siti di Interesse Comunitario (SIC).
- In Italia il D.P.R.357/97 recepisce la Direttiva Habitat 92/43/CE e prevede che le Regioni individuino i siti di interesse comunitario e ne effettuino una valutazione periodica per proporre al Ministero dell'Ambiente una lista dei siti sempre aggiornata.
- Attraverso un Decreto Ministeriale fornisce la Lista dei Siti di Interesse Comunitario proposti (pSIC) dalle regioni: pSIC marini coincidono con le aree in cui sono presenti praterie di *Posidonia oceanica*.

Altri regolamenti che tutelano la *P. oceanica* sono:

- La pesca a strascico è espressamente vietata su praterie di *Posidonia* (Pesca regolamento 1626/94).
- A livello nazionale e regionale, prateria di *P. oceanica* sono protetti in Spagna (RD 1995/07/12, BOE n ° 310) e in Francia.
- *P. oceanica* in Francia è anche protetta come specie (decreto ministeriale 19/07/1988) e in Catalogna (Spagna, Orden 91.210.098 n ° 1479 DOGC 1991/12/08), dove le specie protette sono tutte alghe.
- A Valencia e alle Baleari (Spagna), la pesca a strascico su praterie di *Posidonia* è espressamente vietato dal 1993.

- Gli impianti di acquacoltura su praterie di *Posidonia* sono inoltre vietato nelle Isole Baleari (n ° 19.611 Orden 21/09/1993).

Purtroppo, la maggior parte dei testi giuridici e le convenzioni sono troppo spesso eluse. La tutela giuridica della *P. oceanica* come specie, si è dimostrata più efficace e più restrittiva rispetto alla sua salvaguardia come habitat, di fronte alle forti pressioni spesso effettuate dalle autorità locali in materia ambientale.

Questo perché la superficie di prateria minima per essere considerata un habitat da proteggere non è chiara, e questo è usato come un modo per eludere la legge, mentre con la tutela giuridica della specie, non c'è dimensione minima per essere formalmente protetta.

La tutela specifica della prateria millenaria di *P. oceanica* ancora restante è stata raccomandata in alcuni siti, come nel Parco Nazionale di Port Cros (Francia) e a Roquetas del Mar (Spagna).

La normativa dell'UE in materia di scarichi industriali, trattamenti urbani, costruzione di strutture costiere e protezione delle praterie non è ancora ben sviluppata e/o implementata nella maggior parte dei paesi del Mediterraneo.

Così, solo le praterie situate in aree marine protette sono specificatamente protette.

Il dragaggio e le opere di bonifica in prossimità di praterie sono vietate nella maggior parte delle legislazioni nazionali dell'Unione Europea.

1.3. Tecniche di studio

Negli ultimi anni sono stati messi a punto diversi metodi di studio per seguire gli eventuali cambiamenti strutturali delle praterie di *Posidonia*. Le tecniche di studio in generale si dividono in dirette e indirette.

Le prime prevedono l'uso di operatori e mezzi subacquei in immersione, mentre tra i metodi indiretti si classificano tutti quelli che non prevedono l'immersione di operatori subacquei e/o dispositivi ottici (metodi di sondaggio meccanico e/o ecografico, metodi di ripresa ecografica, metodi di aereo fotografia convenzionale, metodi di tele-detezione aerotrasportata, metodi di tele-detezione satellitare)

Per caratterizzare e valutare lo stato di una prateria di *Posidonia oceanica* sono però necessarie tecniche di valutazione speditiva, le quali sono basate sul rilevamento di descrittori sintetici a causa della complessità delle variabili e del loro numero all'interno dell'ecosistema *Posidonia* (F&M progetti srl, 1989).

I descrittori sintetici sono quelle variabili (biotiche o abiotiche) dalla cui misura e analisi è possibile trarre informazioni sulle condizioni globali di salute di una prateria.

Possono essere suddivisi in:

- descrittori fisici
- descrittori fisiografici
- descrittori strutturali (densità e copertura del fondo)
- descrittori funzionali (parametri fenologici e lepidocronologici).
- descrittori derivati

1.3.1. Descrittori fisici

Le proprietà dell'ambiente fisico dove la fanerogama è insediata contribuiscono in modo importante a determinare lo sviluppo. Lo studio delle praterie dovrebbe prevedere perciò l'analisi di alcuni aspetti quali:

- geomorfologia e profilo della costa;
- estensione e distribuzione batimetrica tra 0 e 40 m (profilo del fondale);

- geomorfologia del fondale;
- litologia e sedimentologia, sia all'interno della prateria che nelle zone di erosione e sui limiti;
- regime idrodinamico locale;
- presenza di foci di corsi d'acqua, scarichi industriali o urbani e sbancamenti costieri.

Cartografia

La cartografia delle biocenosi costiere, indispensabile alla conoscenza ed alla gestione della zona litorale, è un esercizio lento, costoso e spesso complesso. La precisione del punto nave è uno degli aspetti cruciali per il lavoro di cartografia in mare, qualunque sia l'obiettivo perseguito.

Per la mappatura delle fanerogame marine le metodiche sono numerose. Lefèvre et al. (1984) hanno sottolineato il fatto che le diverse metodiche non devono essere considerate alternative, ma piuttosto complementari. Se usate da sole, molte di esse possono portare ad errori di interpretazione; solo l'uso congiunto di diverse tecniche può garantire efficienza e risultati verificati.

1.3.2. Descrittori fisiografici

Tipologia della prateria

A seconda delle caratteristiche dei siti colonizzati e delle specie strutturanti, le fanerogame marine possono dare origine a tipologie differenti di praterie.

Una prima tipologia è determinata dalla natura del substrato sul quale le fanerogame sono impiantate. Si possono, infatti, distinguere:

- praterie su sabbia (tutte le fanerogame del Mediterraneo) (Molinier e Picard, 1952);
- praterie su roccia o coralligeno (solo *Posidonia*) (Boudouresque e Bianconi, 1986);
- praterie impiantate su strutture biogeniche autocostruite, formate dall'intrico di rizomi, radici e sedimento: matte per *Posidonia*

(Molinier e Picard, 1952), turf per *Cymodocea* e *Nanozostera* (Buia et al., 1985).

Una seconda tipologia è connessa al numero di fanerogame che compongono un sistema: una prateria è detta pura quando formata da una sola specie (monospecifica), mentre è detta mista quando più specie concorrono alla sua formazione (plurispecifica). Nelle zone riparate, sottocosta, è più frequente osservare praterie miste; a maggiori profondità, le praterie sono generalmente pure.

Una terza tipologia è legata alla distribuzione della pianta sul fondo: è detta omogenea quando la distribuzione è uniforme su tutta la sua estensione, mentre viene definita disomogenea quando è difforme.

Una quarta tipologia spiega la distribuzione della pianta in relazione alla natura del fondo e in relazione a ciò distinguiamo: una distribuzione continua quando il fondo è interamente colonizzato dalla pianta, discontinua se il fondo è interrotto dalla presenza di canali e radure e discreta se la distribuzione è a macchie.

Tipologie di limiti

In considerazione dell'estensione delle praterie e del diffuso processo di regressione in atto in tutto il bacino mediterraneo, risulta di fondamentale importanza la caratterizzazione dei loro limiti di distribuzione.

Generalmente, si indica con limite superiore la batimetria più superficiale a cui inizia la prateria e con limite inferiore quella più profonda a cui questa si spinge. Mentre il limite superiore dipende essenzialmente dalla pendenza del fondale e dall'idrodinamismo, il limite inferiore tiene conto anche della profondità di compensazione delle singole specie vegetali. Ne consegue che la posizione del limite inferiore delle praterie di fanerogame dipende essenzialmente, oltre che dalla specie, dalla trasparenza media dell'acqua.

La *Posidonia oceanica* è, tra le fanerogame marine, quella che estende il suo areale di distribuzione alle profondità maggiori (anche superiori ai

30-35 metri) ed è l'unica a presentare una tipologia del limite inferiore differente a seconda delle condizioni ambientali.

In base a quanto detto vengono riconosciute quattro diverse tipologie di limite inferiore (Meinesz e Laurent, 1978 – fig. 1.3.2.1):

1. *Limite progressivo*, riconoscibile per la presenza di rizomi plagiotropi che si estendono parallelamente in direzione del pendio del fondo e dall'assenza della matte; il ricoprimento della prateria è caratterizzato da un decremento abbastanza regolare fino al limite e indica che la progressione batimetrica della prateria è in atto e non è condizionata dalla graduale diminuzione della luce.
2. *Limite netto*, caratterizzato da un'interruzione netta della prateria, dall'assenza di matte e dalla presenza di rizomi sia plagiotropi sia ortotropi; la prateria presenta un brusco decremento del ricoprimento influenzato soprattutto dalla riduzione dell'intensità luminosa.
3. *Limite erosivo*, caratterizzato dalla presenza di un evidente scalino di matte dopo il quale il ricoprimento è quasi assente e dalla prevalenza di rizomi ortotropi; l'idrodinamismo è il fattore che maggiormente condiziona lo sviluppo della prateria.
4. *Limite regressivo*, caratterizzato dalla presenza di un'estesa superficie di matte morta su cui si ritrovano isolati ciuffi di *Posidonia*; tale limite è indicatore di fenomeni di regressione della prateria legati, soprattutto, all'aumento della torbidità delle acque.

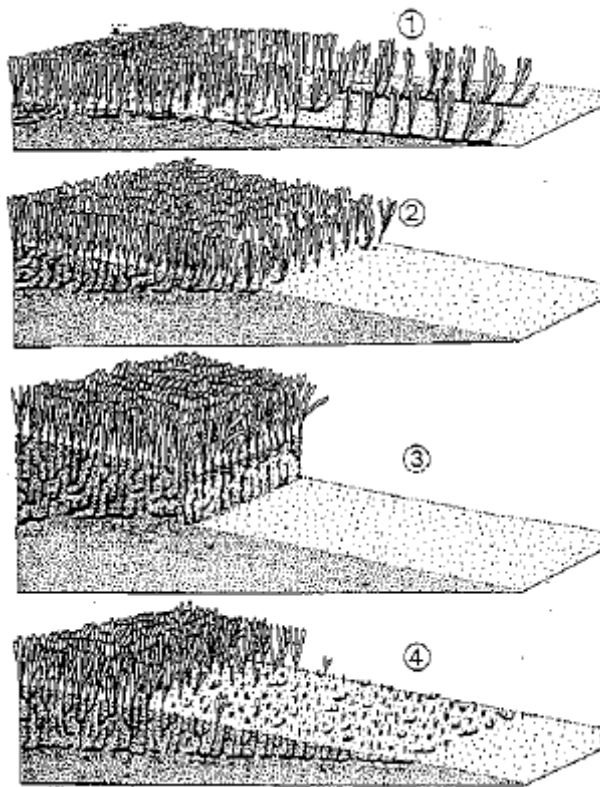


Figura 1.3.2.1.: Profili schematici del limite inferiore della prateria di *Posidonia oceanica*:
1) limite progressivo 2) limite netto 3) limite erosivo 4) limite regressivo.

I limiti di una prateria possono essere determinati effettuando lungo i margini della prateria più misure batimetriche eseguite con un profondimetro, a distanza di qualche decina di metri le une dalle altre ed in numero sufficiente per ottenere una stima media.

Monitoraggio dei limiti: "balisage"

Il metodo più affidabile per determinare la "dinamica" dei limiti prevede il posizionamento sul fondo di corpi fissi di riferimento (balisage). Questa tecnica permette per le praterie di *Posidonia oceanica* di valutare (direttamente in situ), nel tempo, le variazioni del limite inferiore.

Per la tecnica del balisage si utilizzano blocchi di cemento (balises) o aste metalliche, galleggianti numerati e sagole, etichette bianche numerate, macchina fotografica e obiettivo grandangolare (15mm o 28mm), GPS, bussola, lavagna e matita. Più utilizzati per questo tipo di indagine sono i blocchi di cemento: ogni blocco, munito di un corto

galleggiante numerato, porta lateralmente alla sua base delle etichette con i dati identificativi della stazione. L'evoluzione del limite viene valutata annualmente attraverso il confronto di fotografie del corpo fisso effettuate da tre angolazioni diverse (frontale, laterale destra, laterale sinistra), prendendo come punto di riferimento un picchetto posto a 1,5m di distanza dal blocco stesso e ad una altezza dal fondo di 50 cm. Il numero di blocchi che vengono posizionati è compreso tra 10 e 12.

1.3.3. Descrittori strutturali

Densità

Con il termine “densità della prateria” si indica il numero di fasci fogliari per unità di superficie (per convenzione pari a 1m^2). Questa variabile rappresenta uno dei descrittori più importanti per valutare lo stato di una prateria, soprattutto se misurato su scala temporale pluriennale. La densità viene rilevata attraverso il conteggio dei fasci fogliari all'interno di una superficie nota e può essere misurata sia direttamente in situ, utilizzando un quadrato per delimitare l'area (foto 1.3.3.1), sia in laboratorio, dopo aver asportato una zolla di prato con l'aiuto di un carotatore. In entrambe i casi, i fasci in divisione vengono conteggiati due volte.

Di importanza fondamentale sono, nella valutazione della densità, la distribuzione spaziale della *Posidonia* e la struttura delle praterie. Panayotidis et al. (1981) hanno evidenziato che in *Posidonia* la distribuzione dei fasci è irregolare di tipo aggregativo (contagioso) e il coefficiente di variazione è stabile tra 800 e 3600 cm^2 , individuando nell'area di 1600 cm^2 ($40\times 40\text{ cm}$) quella minima ottimale per la stima della densità di questa fanerogama. Una volta scelte le dimensioni idonee, la densità può essere misurata o lungo un gradiente (es. transetto batimetrico) o in siti specifici in base alle finalità dello studio. In letteratura il numero di repliche varia da un minimo di 2 ad un massimo di 12.



Foto 1.3.3.1.

Trattamento dei dati e valutazione dei range di densità

I valori delle singole conte vanno mediati e sempre riportati alla superficie utilizzata per convenzione, il metro quadrato. Il parametro ottenuto si esprime come numero di ciuffi m^{-2} per le praterie di *Posidonia oceanica*. Giraud (1977) ha proposto una scala di valutazione in relazione alla loro densità, permettendo di distinguere 6 tipi di praterie. In seguito (Pergent et al., 1995), questa classificazione è stata ridotta a cinque tipi (tab. 1.3.3.1).

tipo	densità	valutazione
Tipo I	≥ 700	Prateria molto densa
Tipo II	700-400	Prateria densa
Tipo III	400-300	Prateria rada
Tipo IV	300-150	Prateria molto rada
Tipo V	150-50	Semi prateria

Tabella 1.3.3.1.

Alla classe I appartengono quelle praterie che hanno al loro centro una maggioranza di rizomi ad accrescimento verticale e che tendono a svilupparsi in un sol piano. In questa classe si trovano la maggior parte delle praterie su matre, struttura che, in effetti, è il risultato di questa crescita verticale. Al contrario, non si trovano mai praterie poste su sabbia o su substrato fangoso. La maggior parte di queste praterie si incontrano tra 0 e 25 metri di profondità, occasionalmente più profonde, ma mai al limite inferiore. Non si può considerare questa densità massima come criterio assoluto per definire in buona salute una prateria, essendo lo stato delle foglie e dei fasci ugualmente importante.

La classe II raggruppa le praterie all'inizio della degenerazione e quelle alla fine della regressione (crescita orizzontale), tendenti progressivamente ad una crescita nel solo piano verticale. Anche le praterie appartenenti a questa classe si trovano per la maggior parte tra 0 e 25 metri di profondità.

Le praterie appartenenti alla classe III vengono interpretate come uno stadio di transizione; esse infatti, sono o in una condizione di rottura dell'equilibrio (tendenza alla regressione), o in uno stato di equilibrio dinamico. Di fatto, queste praterie si trovano su tutti i substrati e a tutte le profondità.

Le praterie delle classe IV possono essere:

- in regressione o in rimaneggiamento in seguito ad un fenomeno di erosione: nel primo caso la prateria contiene un gran numero di fasci morti (rizomi sprovvisti di foglie), nel secondo caso è spesso posta su una matre priva di sedimento i cui margini tendono a sgretolarsi;
- 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.

Infine alla classe V appartengono quelle praterie poste al limite inferiore, normalmente situato al di là dei 20 metri di profondità su sabbia mista a fango. Queste praterie hanno la maggior tendenza alla

regressione (risalita del limite inferiore), in quanto sono situate al limite di tolleranza della specie.

Più recentemente (Pergent-Martini & Pergent, 1996), sulla base di dati bibliografici, è stata formulata una nuova classificazione delle praterie, in cui la densità è rapportata alla profondità e ad altri fattori ambientali, quali la torbidità, disturbo antropico, ecc. Si distinguono così “praterie in equilibrio”, in cui la densità è nella norma o eccezionale, da “praterie disturbate” o “praterie molto disturbate”, in cui la densità, limitata da più fattori, è bassa o anormale.

In considerazione delle caratteristiche biologiche delle fanerogame, è opportuno tenere nella dovuta considerazione la temporalità con cui questa misura viene effettuata: è sufficiente una frequenza annuale per *Posidonia oceanica*, mentre per tutte le altre fanerogame, a dinamica più elevata, la frequenza deve essere almeno stagionale.

Copertura

Una ulteriore variabile che integra le stime di densità nella descrizione strutturale di una prateria è rappresentata dalla copertura, espressa come percentuale di fondale ricoperto dalle piante rispetto a quello non coperto e costituito da sabbia, roccia, matite morta, ecc. La stima della percentuale di fondo ricoperto dalla pianta viene effettuata con rilevamento diretto o derivato.

Per rilevamento diretto si intende la valutazione della copertura di immersione, ad opera di operatori subacquei. Due operatori, indipendentemente, valutano la copertura del fondo descrivendo attorno ad un punto fisso una circonferenza di 5 metri di raggio. La media tra le due stime visive fornisce il valore di copertura.

Un'altra tecnica diretta è quella proposta da Boudouresque: ricavare la copertura dal rapporto percentuale di subquadrati con presenza di ciuffi rispetto a quelli privi, conteggiati all'interno di un quadrato 40×40 cm, suddiviso in 16 subquadrati.

Per rilevamento derivato si intende la valutazione della copertura attraverso l'analisi di riprese fotografiche effettuate precedentemente in situ sia da operatori subacquei sia con R.O.V.

Le stime di copertura di una prateria sono altamente variabili poiché la loro valutazione è strettamente legata alla dinamica stagionale delle piante, in particolare la lunghezza delle foglie, il cui sviluppo massimo può comportare una sovrastima di questo descrittore. Un'errata valutazione può sorgere, inoltre, in presenza di prati misti, in cui sia difficile distinguere le percentuali ricoperte dalle singole specie.

Le stime soggettive potrebbero essere sostituite da stime oggettive, effettuate su superfici standard che, a seconda degli obiettivi della ricerca, possono essere temporanee o permanenti e consentire, in questo caso, la valutazione della copertura su scale temporali a breve e medio termine.

Oltre alla percentuale di substrato colonizzata dalle fanerogame, possono essere prese in considerazione altre variabili espresse come percentuali indicative della struttura di questi sistemi. Queste, valide essenzialmente per *Posidonia oceanica*, sono:

- la percentuale di fondo ricoperta da matte morta
- la percentuale di fondo occupata da canali intermatte e strutture di erosione (es. radure)
- il rapporto percentuale di rizomi ortotropi e plagiotropi
- la percentuale di fasci fioriti

1.3.4. Descrittori funzionali

Fenologia

Il singolo fascio fogliare rappresenta l'unità funzionale più comoda per descrivere una prateria. Le variazioni della fenologia dei fasci o meglio la loro biometria sono frequentemente analizzate per questo scopo. In generale, la struttura dei fasci è caratterizzata dalla disposizione distica e alterna delle foglie, con quelle più giovani al centro e quelle più vecchie all'esterno. Seguendo la classificazione proposta da Giraud (1977) per

Posidonia oceanica e applicata anche alle altre fanerogame del Mediterraneo, si riconoscono tre categorie di foglie (1.3.4.1):

- foglie giovanili di lunghezza inferiore a 5 cm, senza base;
- foglie intermedie di lunghezza superiore a 5 cm, senza base;
- foglie adulte di lunghezza superiore a 5 cm, con base.

Per ciascuna foglia giovanile vengono misurate:

- larghezza, misurata al punto medio della foglia;
- lunghezza totale, misurata dal punto di inserzione della base sul rizoma all'apice del lembo.

Per ciascuna foglia intermedia vengono misurate:

- larghezza, misurata al punto medio della foglia
- lunghezza totale
- lunghezza del tessuto verde (fotosinteticamente attivo)
- lunghezza del tessuto bruno (fotosinteticamente inattivo), quando presente
- lunghezza del tessuto bianco, quando presente
- stato dell'apice (intero o spezzato).

Per ciascuna foglia adulta vengono misurati gli stessi parametri visti per le foglie intermedie con in più la lunghezza della base, misura che va dal punto d'inserzione sul rizoma alla base della concavità della ligula.

Il punto in cui finisce la base e inizia il lembo, prende il nome di ligula. Soltanto in *Posidonia oceanica*, tra le fanerogame mediterranee, la base persiste sul rizoma per molti anni dopo la caduta del lembo fogliare e prende il nome di scaglia.



Foto 1.3.4.1.

Sulla base di queste classificazioni, è possibile valutare dei descrittori funzionali della pianta, definiti sintetici, quali lunghezza, larghezza e biomassa, sia delle foglie in tutte le loro parti, sia dei rizomi e delle radici.

Per la valutazione delle variabili fenologiche, il numero di ciuffi e rizomi da analizzare, in base a quanto riportato in letteratura, varia da un minimo di 3 (Abbate et al., 2000) ad un massimo di 100 (Marbà et al., 1996).

I ciuffi fogliari vengono aperti delicatamente con l'aiuto di una pinzetta, procedendo dalla foglia più esterna a quelle più interne, alternativamente a destra e a sinistra e disponendo le foglie in successione di classe decrescente sul banco di lavoro. Da questa prima operazione si ricava il numero di foglie, sia totale che per classe. Le radici vengono separate dai rizomi, tagliandole delicatamente. Foglie, rizomi e radici vengono quindi

analizzati. Le misure biometriche possono essere rilevate manualmente, con un righello o con un calibro digitale (Reyes et al., 1995), o tramite un sistema di analisi di immagine (Abbate et al., 2000).

Le misure di biomassa possono essere espresse sia come peso fresco sia come peso secco. Nel primo caso, il comparto da pesare viene posto tra due strati di carta assorbente, lasciato asciugare cambiando la carta un numero costante di volte e quindi pesato; nel secondo caso, il campione viene avvolto in carta stagnola e posto in stufa a 60-80 °C per almeno 24h, sino al raggiungimento del peso costante. Successivamente viene pesato, previo raffreddamento in essiccatore.

Dai descrittori sintetici possono derivare altri descrittori della pianta e del sistema che, essendo ricavati per calcolo dai primi, vengono definiti derivati. Essi sono:

- superficie fogliare media per ciuffo
- biomassa fogliare media per ciuffo
- indice di superficie fogliare (si calcola moltiplicando la superficie fogliare media per ciuffo per la densità della prateria rapportata al m²)
- indice di superficie radicale
- indice di biomassa fogliare
- le biomasse dei comparti ipogei ed epigei
- coefficienti di correlazione tra le caratteristiche morfometriche della foglia e variabili ambientali
- coefficiente A: percentuale di foglie adulte ed intermedie che hanno gli apici spezzati; si calcola dividendo il numero totale di foglie adulte e intermedie con apici rotti per il numero totale delle foglie osservate.

Il valore del coefficiente A è spesso il risultato di più fattori quali l'idrodinamismo, l'età delle foglie e il livello di presenza di erbivori. Dalle caratteristiche delle tracce (bite marks) presenti sull'apice dei lembi fogliari, è possibile riconoscere alcuni erbivori responsabili della rottura e distinguere il danno biologico da quello meccanico.

I prelievi per le misure fenologiche e di biomassa devono avere una frequenza almeno stagionale. I campioni, se non vengono processati subito, possono essere conservati, previo lavaggio in acqua dolce, in congelatore a -20 °C. Si preferisce questa tecnica a quella della fissazione in formalina al 4% in quanto meno dannosa per il manipolatore e priva di effetti sui dati (che potrebbero avere necessità di correzione).

I campionamenti dovrebbero avvenire con l'accorgimento di evitare il prelievo sia di ciuffi terminali in divisione sia di quelli sullo stesso rizoma tracciante.

In barca, è consigliabile eliminare il sedimento in eccesso, intrappolato dalle radici, sciacquando i campioni con l'aiuto di un setaccio.

Durante l'analisi dei campioni, si consiglia di mantenere i ciuffi immersi in acqua per evitare il loro disseccamento. Se si analizzano campioni fissati in formalina, i ciuffi devono essere abbondantemente sciacquati prima di essere maneggiati; se si utilizzano campioni congelati, si consiglia di estrarli dal congelatore la sera precedente e di porli comunque in frigorifero per permettere uno scongelamento lento.

Lepidocronologia

Questa tecnica è applicabile solamente a *Posidonia oceanica*, perché è l'unica fanerogama del Mediterraneo in cui le basi delle foglie persistono sul rizoma anche dopo che il lembo fogliare è caduto. Anche se impropriamente, le basi che rimangono sul rizoma vengono chiamate scaglie per distinguerle da quelle di foglie integre e vive. In questa fanerogama, lo spessore delle scaglie varia ciclicamente tra un massimo estivo-autunnale ed un minimo invernale-primaverile. L'individuazione di due minimi successivi identifica un ciclo annuale detto "anno lepidocronologico". E' una tecnica che, pur essendo applicabile su entrambi i tipi di rizomi, viene utilizzata solo sui rizomi ortotropi, essenzialmente per due motivi:

1. la lepidocronologia dipende dall'integrità delle scaglie; poiché queste possono permanere sul rizoma tempi molto lunghi, vanno incontro a sfaldamento, riducendosi a fibre di cui è più possibile

valutare lo spessore. L'integrità delle scaglie si mantiene più a lungo su rizomi orto tropi rispetto a quelli plagio tropi, che a contatto col sedimento sono più soggetti a danno meccanico;

2. la relazione tra lunghezza delle basi e quella del lembo fogliare dell'ultima foglia adulta, utilizzata per derivare la produzione fogliare, è stata dimostrata solamente sui rizomi ortotropi.

I fasci da campionare per la lepidocronologia devono soddisfare alcune condizioni:

- devono essere verticali;
- non devono essere fasci terminali;
- devono essere sufficientemente lunghi;
- devono essere in buone condizioni;
- non devono appartenere allo stesso rizoma tracciante;
- l'ultima foglia adulta dovrebbe essere integra.

In laboratorio i campioni vengono sciacquati con acqua dolce e quindi analizzati. Se la loro analisi viene rimandata, possono essere fissati in formalina al 4% tamponata, in alcool a 95° oppure congelati a -20 °C.

La tecnica è quella descritta da Pergent (1990): partendo dalla base del rizoma verticale (quella di attacco al plagiotropo), si procede in direzione del ciuffo, staccando con delicatezza le scaglie e ordinandole secondo la loro disposizione distica; sul banco verranno appoggiate in successione le scaglie opposte. Misurandone lo spessore vengono individuate le scaglie con spessore minimo, in corrispondenza del quale si taglia il rizoma, lo si misura e lo si lascia in vicinanza del ciclo individuato. Dopo aver tolto tutte le scaglie, sarà possibile contare gli anni lepidocronologici individuati e, partendo dall'anno di studio, risalire all'età di ogni porzione di rizoma; contando le scaglie comprese negli anni individuati, si otterrà il numero di foglie prodotte nei rispettivi anni. Le porzioni datate di rizoma possono quindi essere avvolte nella carta stagnola e messe in stufa a 60°C sino al raggiungimento del peso costante, per la valutazione della biomassa.

Il Tasso di formazione delle Foglie (TF) è calcolato come media del numero di scaglie prodotte per ogni anno lepidocronologico. Da questo parametro è possibile derivarne l'Intervallo Plastocronico (IP) e il tasso di rinnovamento delle foglie (TRF). Il Tasso di allungamento del Rizoma (TR) è calcolato come media della lunghezza di ogni pezzo di rizoma per ogni anno lepidocronologico. La produzione fogliare (PF) secondo Pergent e Pergent-Martini (1991) viene desunta:

- grazie alla correlazione positiva tra basi e lembi delle ultime foglie adulte, che permette di calcolare la lunghezza dei lembi fogliari caduti (LF) ricavandola dalla lunghezza delle scaglie;
- grazie al Tasso di formazione delle Foglie (TF);
- grazie alla densità delle foglie cadute (DF) ricavata dal peso medio delle ultime foglie adulte secondo la formula $PF = TF \times LF \times DF$.

La lepidocronologia ha numerosi vantaggi:

- grazie ad un unico campionamento è possibile stimare la produzione
- grazie ad un unico campionamento è possibile avere a disposizione un set di dati su scala temporale a medio e lungo termine (5-20);
- è possibile individuare fioriture pregresse, e quindi calcolare l'Indice di Fioritura di Pergent (1985) per ogni anno lepidocronologico
- è possibile stimare variazioni nella produzione del sistema in relazione a impatti antropici o cambiamenti ambientali (Guidetti, 2000; Guidetti, 2001; Butini, 2000; Gravina, Peirano e Buia, dati inediti).

Epifiti

Il campionamento finalizzato allo studio degli organismi epifiti richiede l'asporto di un certo numero di fasci fogliari.

La comunità di epifiti sulle foglie di *Posidonia* è caratterizzata da una struttura ben precisa che varia sia in senso trasversale che in senso longitudinale della foglia in relazione ai cicli stagionali. Gli epifiti sono, inoltre, importanti perché hanno un ruolo trofico fondamentale all'interno dell'ecosistema delle praterie di *Posidonia*. Per questo motivo analizzando la comunità epifita si può facilmente capire se ci sono stati cambiamenti

nei rapporti di abbondanza e delle varie specie e quindi variazioni significative dello stato ambientale in cui vive la prateria.

La metodologia di studio consiste nel:

- prelievo di un numero variabile di fasci (da 2 a 50); prevede che la raccolta avvenga all'interno di aree della prateria con caratteristiche omogenee (profondità, idrodinamismo, caratteri fisiografici, ecc.)
- prelievo di tutti fasci all'interno di quadrati standard di dimensioni variabili (da 20×20 cm a 30×30 cm)
- prelievo parziale all'interno di superfici di riferimento: in cinque quadrati contigui, di 1 m² ciascuno, tutte le piante di *Posidonia* vengono esaminate per poi raccogliere esclusivamente quelle con gli epifiti di interesse, o comunque un numero di fasci minimo, pari al 10% di quelli presenti all'interno di ogni singolo quadrato
- prelievo selettivo e indipendente dalla superficie: consiste nel riconoscere la specie epifita e raccogliere il ciuffo su cui è insediata.

Il numero minimo dei fasci da esaminare è estremamente variabile a seconda delle caratteristiche della pianta ospite e delle specie epifite, della loro distribuzione spaziale e temporale e naturalmente dipende da quelli che sono gli obiettivi della ricerca nonché dai problemi di impatto sulla prateria. In generale, la finalità dello studio determina l'accuratezza dall'analisi.

1.3.5. Descrittori derivati

I descrittori derivati (ricavati per calcolo o in altra forma, rispetto a quelli descritti nei paragrafi precedenti) si possono sostanzialmente ascrivere anch'essi alla categoria degli strumenti di valutazione dello stato di salute complessivo di una prateria.

Anche l'acquisizione di questi dati come nei casi precedenti viene effettuata tramite misurazione in laboratorio; otterremo per calcolo, quindi, i seguenti parametri:

- Superficie fogliare media per ciuffo: per ogni ciuffo si calcolano le superfici di tutti i lembi fogliari (viene considerata una sola faccia), quindi i valori ottenuti si sommano per avere la superficie totale del

fascio e infine si mediano per il numero di ciuffi campionati. Allo stesso modo si calcolano le superfici medie del tessuto verde e del tessuto bruno.

- Biomassa fogliare media per ciuffo: per ogni ciuffo si misura la biomassa di tutti i lembi fogliari (sia verdi che bruni), quindi il valore ottenuto è mediato per il numero di ciuffi campionati. Questo descrittore può essere riferito separatamente al tessuto bruno e a quello verde. Allo stesso modo si calcola la biomassa media delle basi per ciuffo.
- Indice di Superficie Radicale (Root Area Index) corrisponde alla superficie radicale per unità di superficie di prateria (m^2); dalla correlazione tra il peso secco di un segmento di radice e la sua superficie, si ricava con una equazione di regressione la superficie radicale media corrispondente alla biomassa media radicale campionata.
- Indice di Biomassa Fogliare (Leaf Standing Crop): si calcola moltiplicando la biomassa fogliare media per ciuffo per la densità della prateria rapportata al metro quadro (nel computo della biomassa totale del ciuffo non va considerata la biomassa delle basi).
- Le biomasse dei comparti epigei ed ipogei (ottenuti dai carotaggi) possono essere espresse in funzione dell'area campionata; il peso secco (o fresco) del campione viene quindi rapportato al metro quadrato.
- Coefficienti di correlazione tra caratteristiche morfometriche della foglia (es., larghezza) e variabili ambientali (temperatura, torbidità, profondità, ecc.).
- Lunghezza media del peziolo
- Coefficiente "A" : percentuale di foglie adulte ed intermedie che hanno apici spezzati; si calcola dividendo il numero totale di foglie adulte e intermedie con apici rotti per il numero totale delle foglie osservate. Il valore del coefficiente "A" è spesso il risultato di più

fattori quali l'idrodinamismo, l'età delle foglie e il livello di presenza di erbivori. Dalle caratteristiche delle tracce (bite marks) presenti sull'apice dei lembi fogliari, è possibile riconoscere alcuni erbivori responsabili della rottura e distinguere il danno biologico da quello meccanico

- Indice di superficie fogliare o L.A.I. (Leaf Area Index) si calcola moltiplicando la superficie fogliare media per ciuffo per la densità della prateria rapportata al metro quadro.

Nel corso delle analisi fenologiche e lepidocronologiche, è opportuno rilevare la presenza di peduncoli fiorali o infiorescenze.

Da queste osservazioni può derivarsi il tasso di fioritura, corrispondente alla percentuale di fasci recanti un peduncolo florale.

1.4. Trapianti di fanerogame

La costante ricerca condotta sulle fanerogame marine, oltre a dimostrarne sempre più la sua importanza, ha evidenziato come le praterie siano attualmente in declino in tutto il mondo.

Mentre la perdita di praterie naturali è evidente in alcune regioni (Den Hartog 1996; Seddon et al., 2000), stime recenti suggeriscono che nel corso degli ultimi due decenni, circa il 18% (o 33,000 km²) delle aree a fanerogame marine nel mondo sono andati perse a causa degli impatti umani diretti e indiretti.

La regressione delle praterie di fanerogame marine, unita alla lenta ricolonizzazione naturale, ha indotto la comunità scientifica ad intraprendere progetti di ricerca finalizzati alla riforestazione di fondali marini (Meinesz et al., 1990b, 1991a; Cinelli, 1991; Molenaar & Meinesz, 1992c, 1992d; Calumpong & Fonseca 2001).

I primi tentativi di trapianto risalgono al lontano 1947 negli Stati Uniti (Addy 1947; citato da Fonseca et al., 1998), ma poi è dalla metà degli anni '70 che si è iniziato a rivolgere una seria attenzione agli interventi di restauro, con la sperimentazione di diverse tecniche di trapianto.

Negli USA e in Australia, grazie agli ingenti finanziamenti i trapianti sono stati provati su larga scala e con tecniche meccaniche (Paling, 2001a, 2001b, 2003; Lord, 2005; Orth, 2008, 2009; Shafer, 2008; Wear, 2006).

In Mediterraneo i primi esperimenti su fanerogame sono stati quelli condotti da Cooper (1976-79-82). Negli ultimi 20 anni, in Mediterraneo, i progetti di reimpianto sono stati orientati inizialmente verso la ricerca di base (Cinelli, 1980; Giaccone & Calvo, 1980), e poi verso la ricerca applicata (Cooper, 1982; Della Croce et al., 1997), soprattutto negli ultimi dieci anni.

1.4.1. Metodi manuali

Negli anni '70 e '80, esperimenti di trapianto di fanerogame marine si sono moltiplicati lungo tutte le coste degli Stati Uniti; le piante utilizzate sono state soprattutto *Zostera marina*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme*, *Thalassia testudinum*. In particolare si è cercato di mettere a punto le tecniche di trapianto (van Breedveld, 1975; Fonseca et al., 1979, 1982, 1985; Phillips, 1980), di studiare gli effetti della variazione delle condizioni ambientali, soprattutto luce e tipo di substrato (Kenworthy et al., 1977; Fonseca et al., 1985; Dennison & Alberte, 1986), del cambiamento di latitudine (Phillips, 1974) e dell'utilizzo di fertilizzanti ed ormoni (Kelly et al., 1971; Fonseca et al., 1987).

Comunque, inizialmente le prime esperienze di restauro hanno mostrato risultati molto diversi circa il successo, a seconda delle specie trapiantate e il tipo di tecnica utilizzata (Fonseca et al., 1998).

Tra le differenti tecniche di trapianto testate e sviluppate nel corso degli anni, sicuramente i metodi più comuni hanno utilizzato talee adulte, forse perché con esse si ha una presenza immediata della comunità vegetale. Alcuni hanno trapiantato talee e sedimenti associati, mentre altri hanno trapiantato unicamente le talee (Fonseca et al, 1998 Calumpong e Fonseca, 2001).

Indipendentemente dal metodo utilizzato, il successo dei trapianti è stato variabile e, purtroppo, in molti casi, le prove di trapianto hanno portato ad una limitata sopravvivenza e copertura (Thorhaug, 1986; Paling et al., 2003; West et al 1989).

Le metodologie adottate per i trapianti sono state fondamentalmente le stesse sia in Nord America che in Mediterraneo.

Una prima classificazione ufficiale delle tecniche è stata redatta durante l'International Seagrasses Workshop (Mcroy & McMillan, 1977); sono state riconosciute cinque principali categorie:

1. piante prive di sedimento, trapiantate e fissate con sistemi di ancoraggio;
2. semi piantati utilizzando sistemi di fissazione;

3. germogli posti in zone calme senza fissazione;
4. zolle di materiale vegetativo con sedimento;
5. germogli posti in recipienti biodegradabili e sistemati in buche nel sedimento.

Phillips (1980) considera due categorie fondamentali in base all'utilizzo o meno di un sistema di ancoraggio e descrive otto differenti tecniche:

1. Senza ancoraggio:

- a) Piante libere dal sedimento con rizoma coperto di sedimento
- b) Piante con sedimento poggiate sul fondo
- c) Piante con sedimento sistemate in una buca
- d) Piante singole in contenitori biodegradabili messe sul fondo

2. Con ancoraggio:

- e) Piante singole fissate su tubi o pali da costruzione
- f) Piante singole ancorate mediante mattoni
- g) Singole piante o fasci fissate a reti metalliche
- h) Singole piante ancorate a tutori infissi nel substrato

La scelta di una particolare tecnica e gli eventuali aggiustamenti da apportare sono da collegare alle diverse situazioni locali e alle finalità dell'esperimento

Il trapianto di fanerogame è una tecnica spesso molto costosa per interventi su grande scala, pertanto il costo dei programmi di riforestazione rappresenta un ostacolo quasi insormontabile, soprattutto per i paesi costieri in via di sviluppo interessati dai fenomeni di regressione.

Malgrado tutto, negli Stati Uniti e in Australia, vige la politica della "perdita nulla": ciò significa che tutte le perdite di fanerogame, causate da un intervento umano diretto, devono essere compensate con la creazione, generalmente per trapianto, di una superficie equivalente di nuova prateria (Coles e Fortes, 2001). Per questo motivo, i metodi di trapianto sono stati largamente sviluppati e sono stati testati su larga scala.

Nell'estuario di Great Bay (New Hampshire), sono stati trapiantati 2,5 ettari di *Zostera marina* ad una profondità che varia tra i 50cm e 2m, al fine di ridurre l'impatto dovuto ai lavori di estensione del porto (Davis e Short, 1997), utilizzando 250.000 talee (rappresentano meno dell' 1% della popolazione del sito donatore). Il tasso medio di sopravvivenza dei trapiantati in questo esperimento è stato del 48% dopo due anni. Malgrado il debole tasso di sopravvivenza dei trapianti dopo due anni, è stata realizzata una nuova prateria con un'estensione di 1,2 ettari e, pertanto, l'intervento è comunque da considerarsi un successo.

Nonostante alcuni buoni risultati ottenuti negli Stati Uniti e in Australia, prevale il pessimismo sull'attività dei trapianti. In effetti, le esperienze di riforestazione realizzate lungo la costa ovest hanno dato risultati poco soddisfacenti. Questo è dovuto da una parte alla morfologia delle specie presenti (*Amphibolis* sp. e *Posidonia* sp.), caratterizzate da una crescita lenta, dall'altra dal forte idrodinamismo locale. Queste specie, infatti, vivono in aree molto battute, contrariamente a *Zostera marina* che si sviluppa principalmente nelle baie protette. La forza delle correnti, associata ad un cattivo ancoraggio delle piantine, determina lo scalzamento delle stesse qualunque sia il metodo utilizzato (Lord et al., 1999).

1.4.2. Metodi meccanici

Uno dei principali problemi legati al successo di interventi di restauro delle praterie di fanerogame mediante tecniche di riforestazione, è senz'altro quello legato alle condizioni idrodinamiche del sito di impianto, che spesso rappresenta il più importante fattore limitante per la riuscita del trapianto.

La ricerca in Francia ed in Italia con la specie *Posidonia oceanica* e negli Stati Uniti con *Zostera marina*, ha mostrato vari gradi di successo nel corso degli ultimi decenni (Molenaar et al., 1993; Fonseca et al., 1998).

Minore, invece, è stato il successo raggiunto in Australia fino al 1995, sia per le specie di fanerogame marine utilizzate, come quelle dei generi *Amphibolis* e *Posidonia*, che sono morfologicamente diverse da quelle

presenti nell'emisfero settentrionale, sia soprattutto per la tipologia degli habitats presenti. Infatti, le cause delle ridotte sopravvivenze dei trapianti sono dovute, in primo luogo, al forte moto ondoso e, poi come conseguenza diretta, ai problemi di ancoraggio delle talee al substrato (West et al. 1990; Paling et al., 2002; Seddon et al., 2004), sia che si tratti di zolle (Cambridge, 1980; Walker, 1994), di piante (Kirkman, 1995) o di rizomi (Hancock, 1992).

Tra questi metodi, il trapianto che utilizza zolle ("core") di *Posidonia* è stato quello che ha avuto il maggior successo, soprattutto quello eseguito da Walker (1994) che ha utilizzato zolle di maggiori dimensioni (15 cm di diametro). Le ragioni di questo successo sono da ricercare proprio nella migliore capacità di ancoraggio legata alla presenza di una discreta massa coesa di sedimento che circonda la pianta e, di conseguenza, un minor disturbo al rizoma.

L'esperienza australiana

In Australia, l'uso di mezzi meccanici per il trapianto di fanerogame è sostanzialmente limitato all'esperienza ECOSUB I e II, almeno se si considera ciò che ha operato ad una scala spaziale non strettamente sperimentale. A seguito della consapevolezza che una maggiore sopravvivenza dei trapianti può essere raggiunta aumentando la dimensione delle unità trapiantate (Walker, 1994; citato da Paling et al., 2001b), nel 1995 la Cockburn Cement Limited ha avviato l'Environmental Management Programme (EMP), che prevedeva, tra l'altro, la riforestazione di fanerogame a Success Bank nella Owen Anchorage Area.

I ricercatori australiani hanno sviluppato una tecnica di trapianto meccanica basata sull'utilizzo di una macchina subacquea per trapianto denominata ECOSUB I (foto 1.4.2.1), il cui scopo è quello di fornire una soluzione ai trapianti di fanerogame soprattutto nelle zone ad elevata energia idrodinamica.

Tale macchina è in grado di tagliare intere zolle (50 x 50 cm, ad una profondità di 40 cm) di prateria donatrice; il materiale raccolto viene stipato

in una tramoggia in grado di immagazzinare fino a nove zolle, che poi vengono trasportate direttamente dalla macchina al sito ricevente. ECOSUB I dispone anche di apparecchiature ausiliarie come la draga Venturi che viene utilizzata per rimuovere il sedimento durante la fase di impianto, per permettere un adeguato ancoraggio della zolla al substrato.

ECOSUB I è in grado di trapiantare una media di 100-120 zolle al mese.



Foto 1.4.2.1. – ECOSUB

Il principale limite di ECOSUB I è legato ai tempi di esercizio. Infatti, mentre il taglio della zolla, lo stoccaggio e il relativo impianto richiede tempi ridotti (circa 1 h), la maggior parte del tempo viene impiegata per il trasporto della macchina tra il sito donatore e quello ricevente (circa 3 h); ciò determina che in un giorno, in condizioni ideali, non più di 9 zolle possono essere tagliate e impiantate ($2,25 \text{ m}^2$).

Per tale motivo, nel dicembre 1999, ECOSUB I è stata sostituita dal sistema ECOSUB II (Foto 1.4.2.2), costruito proprio per migliorare l'efficienza del trapianto meccanico. Essa si compone di due macchine identiche (foto 1.4.2.2), una per la raccolta e una per il trapianto che possono lavorare indipendentemente.



Foto 1.4.2.2. – ECOSUB II

ECOSUB I ha effettuato trapianti di fanerogame tra novembre 1996 e fino alla fine del 1999, piantando oltre 2000 zolle; ECOSUB II, invece, è stata operativa agli inizi dell'anno 2000 piantando fino a giugno 280 zolle.

I risultati per ECOSUB I mostrano nel complesso che la sopravvivenza delle zolle di tutte le specie trapiantate meccanicamente è di circa il 70%, anche se questa varia notevolmente a seconda delle specie e dei periodi stagionali di trapianto. Questo dato è notevolmente superiore a quello conseguito nel trapianto di altri metodi utilizzati in Australia occidentale (Lord et al., 1999). Molte zolle sono ormai sopravvissute per più di 3 anni e hanno mostrato segni di espansione (Paling et al., 2001).

Specie come *Posidonia* hanno dimostrato una buona sopravvivenza, con *P. sinuosa* e *P. coriacea*, mostrando a 2 anni di distanza dal trapianto una percentuale di sopravvivenza del 76,8 e 75,8%, rispettivamente.

Il trapianto di zolle *Amphibolis griffithii* ha avuto meno successo, con una sopravvivenza del 44,3% dopo 2 anni.

I risultati sui trapianti effettuati con ECOSUB II sono pochi e si riferiscono ad un periodo di pochi mesi (Paling et. Al., 2001), durante i quali sono state piantate 280 zolle con una sopravvivenza pari al 100%.

I trapianti meccanici di fanerogame effettuati nell'Australia sud-occidentale fino ad oggi hanno mostrato un notevole tasso di sopravvivenza rispetto ai trapianti manuali eseguiti in acque ad elevato idrodinamismo (Paling, 1995).

I dati attuali mostrano un tasso di sopravvivenza medio del 70%, con alcuni gruppi di trapianto che sopravvivono a tassi superiori al 50% per più di 3 anni.

Sembra che la generazione artificiale di una copertura del 50% di una prateria di fanerogame modifica sufficientemente il regime idrodinamico per consentire la fissazione e la stabilizzazione. Il riempimento dei siti riceventi ha fatto sì che i siti più antichi sono ormai difficili da distinguere da prati naturali circostanti.

In conclusione, la tecnica di trapianto meccanica descritta sembra fornire una chiave del successo al trapianto in un ambiente turbolento dal punto di vista idrodinamico.

Un problema non risolvibile legato al trapianto meccanico è quello dell'impossibilità di dare continuità al trapianto stesso a causa della necessità di preservare dei corridoi per il passaggio delle macchine, prefigurando condizioni erosive analoghe a quelle che si osservano in una prateria solcata da canali intermatte.

Per quanto riguarda l'applicabilità del metodo di trapianto meccanico in condizioni mediterranee ed avendo come specie target la *Posidonia oceanica* invece delle specie australi cogeneriche, si devono rilevare tre potenziali criticità: (1) la matte di *Posidonia oceanica* è generalmente molto più alta e solida di quella delle specie australiane; (2) la natura dei fondali su cui si opera in Mediterraneo è spesso molto più accidentata di quella delle aree in cui il progetto ECOSUB ha operato; (3) le aree di reimpianto ottimali non sono necessariamente di fondo mobile.

L'esperienza statunitense

Il successo del trapianto meccanico in Australia, ha portato alcuni ricercatori a confrontare metodi meccanici e manuali del trapianto di *Zostera marina* negli Stati Uniti (Fishman et al., 2004). In questo studio, 24 settimane dopo il trapianto, le unità di fanerogame trapiantate con un'imbarcazione con impianto meccanizzato (foto 1.4.2.3) avevano tassi di sopravvivenza simili a quelle trapiantate manualmente.

Comunque, poichè la barca aveva notevoli perdite di piante durante la fase di impianto, si sono dovute prelevare un numero maggiore di fanerogame, con un conseguente maggiore investimento totale del lavoro e di tempo. Di conseguenza, gli autori dello studio hanno concluso che la barca meccanizzata per l'impianto non aveva fornito un significativo miglioramento rispetto al metodo manuale per trapiantare questa specie di fanerogame (Fishman et al., 2004).



Foto 1.4.2.3.

Oltre allo sviluppo di trapianti meccanici, nelle zone in cui il movimento dei sedimenti ha ridotto la sopravvivenza dei trapianti, sono stati testati altri metodi per cercare di aumentare la sopravvivenza del trapianto.

Nel corso degli ultimi cinque anni due studi (van Keulen et al, 2003; Campbell & Paling, 2003) hanno valutato il potenziale per migliorare la sopravvivenza del trapianto attraverso la stabilizzazione dei sedimenti, ma non hanno comunque portato ad avere differenze significative nella sopravvivenza.

1.4.3. Esperienze in Mediterraneo

Per quanto riguarda la *Posidonia oceanica*, come già detto in precedenza, i primi lavori sul trapianto, sono stati eseguiti da G. Cooper in Francia tra il 1972 e il 1981. E' stato uno studio pilota in cui furono trapiantati un totale di 70.000 fasci, la gran parte dei quali morì pochi mesi dopo il trapianto (Cooper, 1982).

In esperienze successive sviluppate dall'Università di Nizza (Meinesz et al., 1992; Molenaar & Meinesz, 1992; Meinesz et al, 1993; Molenaar et al., 1993; Genot et al., 1994; Molenaar & Meinesz, 1995) la sopravvivenza dei singoli trapianti è stata molto variabile (0-96%). Scarsi risultati sono stati ottenuti anche da Piazzì nel 1998 e da Vangeluwe nel 2006.

Tutte queste opere hanno dimostrato un'elevata influenza data dalla stagione di trapianto (Meinesz et al., 1992), dalla profondità di origine e di trapianto (Molenaar & Meinesz, 1992; Meinesz et al. 1993), dalla morfologia e dalla distanza tra talee (Molenaar et al. 1993, Molenaar & Meinesz, 1995), nonché dal tipo di fondale sul quale vengono effettuati i trapianti.

Inoltre, questi studi sono stati di modeste dimensioni (tra 200 e 1000 talee trapiantate in ogni esperienza) e sono stati effettuati, unicamente, allo scopo di restauro di piccole superfici o di recupero delle specie (Sheridan et al., 1998; Procaccini & Piazzì, 2001; Seddon, 2004) e raramente come azioni correttive su elevate estensioni.

Nel marzo 2005 è iniziato il "Restauro Ambientale *Posidonia oceanica*" in relazione al progetto di espansione del porto di Luis Campomanes (Altea, Alicante). La società responsabile del progetto ha spostato dalla zona che doveva essere destinata al nuovo porto "blocchi" cubici di *Posidonia oceanica* (rizomi più sedimenti) di circa 1 m² di superficie e 40 cm di spessore.

Questi blocchi sono stati trasferiti in un'area, alla stessa profondità, dove la *Posidonia* era assente, al di fuori della zona di espansione del porto. I dati sulla sopravvivenza indicano che già al secondo anno dal termine delle operazioni si rileva una mortalità pari al 50%.

1.5. Obiettivo della tesi

Le praterie di *Posidonia oceanica*, quando vanno incontro ad una rottura dell'equilibrio, presentano capacità di ripristino delle condizioni naturali estremamente limitate (Molinier & Picard, 1952; Peres & Picard, 1964).

Anche quando si riesce a ristabilire le normali condizioni ambientali, il processo di ricolonizzazione richiede tempi talmente elevati da poter considerare la regressione un fenomeno irreversibile (Piazzi, 1998).

Stime recenti suggeriscono che nel corso degli ultimi due decenni, circa il 18% (o 33,000 km²) delle aree di fanerogame marine nel mondo sono andate perse a causa degli impatti umani diretti e indiretti. Tali motivazioni hanno portato alla valutazione della possibilità di intervenire nei processi naturali di ripristino.

Fino a qualche anno fa, in Mediterraneo, le esperienze di trapianto di talee di *P. oceanica* erano a livello sperimentale, effettuati su piccola scala e soprattutto mancavano di un adeguato monitoraggio di lunga durata.

In Italia, a partire dal 2004, gli interventi di trapianto di *Posidonia* hanno riguardato operazioni su vasta scala con una fase di monitoraggio di lunga durata (5 anni), come avvenuto a Santa Marinella (superficie trapiantata 10.000 m²) e ad Ischia (superficie trapiantata 1600 m²), in occasione di realizzazione di opere di interesse strategico che prevedevano un danno alla prateria di *Posidonia oceanica*.

Il mio lavoro di tesi si inserisce all'interno di tali operazioni di trapianto ed ha avuto come obiettivo principale quello di testare, nel corso delle attività di lungo periodo nella fase di Monitoraggio, il successo dell'intervento, con particolare attenzione a:

- valutare l'andamento delle sopravvivenze delle talee trapiantate in un numero sufficientemente elevato di unità sperimentali in entrambi i siti di trapianto;
- seguire nel tempo la dinamica della formazione di nuovi fasci fogliari, cercando di comprendere se esiste una stagionalità legata alla loro comparsa ed esaminando se questo fenomeno di

stolonizzazione sia sincrono in tutte le unità di trapianto prese in considerazione;

- identificare eventuali limiti intrinseci della tecnica di trapianto utilizzata;
- analizzare le potenzialità di tecniche di trapianto alternative, attraverso l'impiego di diverse tipologie di supporto per le talee che possano rappresentare delle valide soluzioni al fine di consentire il ripristino della continuità del manto vegetale;
- verificare la variabilità naturale della densità in una prateria per valutare la fattibilità di un prelievo a bassissima densità di fasci da destinare a trapianto; ciò allo scopo di favorire la possibilità di interventi di restauro su praterie in regressione, anche quando non sia previsto l'impiego di talee provenienti da praterie destinate a subire un danno conseguente all'impatto di un'opera a mare (porti, gasdotti, rigassificatori, ecc.).

2. MATERIALI E METODI

2.1. Descrizione dei siti

2.1.1. Santa Marinella (2004-2010)

L'ENEL Produzioni S.p.A. nel 2002 ha attivato presso il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, un'istanza di pronuncia di compatibilità e di autorizzazione ambientale per il progetto di conversione a carbone della centrale termoelettrica di Torrevaldaliga Nord di Civitavecchia.

Il progetto di conversione della centrale prevedeva interventi di modifica sia a terra sia a mare. In particolare le opere a mare consistevano nella realizzazione di due banchine all'interno della nuova Darsena Energetico - Grandi Masse del Porto di Civitavecchia, di lunghezza pari a 350 e 200 metri rispettivamente, ciascuna attrezzata per lo scarico del carbone e del calcare ed il carico del gesso e delle ceneri.

Per la realizzazione di queste opere era previsto il dragaggio dei fondali antistanti la centrale e la conseguente rimozione di una vasta aliquota (circa 8 ettari) della prateria di *Posidonia oceanica* compresa all'interno del sito SIC denominato "Fondali compresi tra Punta S. Agostino e Punta della Mattonara" (codice IT600005).

Il Ministero dell'Ambiente (DEC/VIA/20030680) ha espresso parere favorevole di pronuncia di compatibilità ambientale per la realizzazione delle opere descritte, imponendo all'ENEL una "misura di compensazione" che prevedeva un'operazione di restauro a fini ambientali della prateria di Santa Marinella. In particolare, tale operazione consisteva nell'espianto dalla prateria della Mattonara di 300.000 fasci fogliari di *Posidonia oceanica* e il successivo reimpianto in aree idonee individuate all'interno della prateria di Santa Marinella, su una superficie complessiva di 10.000 m².

La prateria donatrice (prateria della Mattonara – Civitavecchia)

La prateria donatrice è situata all'interno del sito SIC denominato “Fondali compresi tra Punta S. Agostino e Punta della Mattonara”. In particolare, l'area che è stata sottoposta alle attività di dragaggio per la costruzione Darsena Energetico - Grandi Masse, è situata in prossimità di Punta della Mattonara; presenta una superficie di circa 5 ha (fig. 2.1.1.1) ed è posta ad un intervallo batimetrico compreso tra i 7 e i 13 metri.

La prateria della Mattonara, come l'intera prateria presente sui fondali dell'area di Civitavecchia, rientra all'interno di una striscia abbastanza ristretta che tende ad allargarsi soltanto in corrispondenza di Capo Linaro. Per quasi tutta la sua estensione, è impiantata su substrato duro, con l'eccezione di alcune aree limitate con caratteristiche sedimentologiche sabbiose, dove la *Posidonia oceanica* ha una distribuzione a macchia (foto 2.1.1.1) o su matte, soprattutto al di sotto dei 10-12 metri di profondità.



Foto 2.1.1.1.



Figura 2.1.1.1.

Il limite superiore della prateria donatrice si ritrova a circa 6-7 metri di profondità su substrato roccioso; il limite inferiore, invece, è posizionato intorno ai 12-13 metri di profondità ed è di tipo “progressivo”, riconoscibile cioè per la presenza di rizomi plagiotropi che si estendono parallelamente in direzione del pendio del fondo e dall'assenza della matte. Il ricoprimento della prateria a questa profondità è caratterizzato da un decremento abbastanza regolare fino al limite inferiore e indica che la progressione batimetrica della prateria è in atto e non è condizionata dalla graduale diminuzione della luce.

All'interno della prateria donatrice sono state condotte una serie di prospezioni subacquee allo scopo di identificare le aree idonee all'espianto dei ciuffi fogliari di *Posidonia* da destinare successivamente al trapianto.

Sono state ispezionate 23 aree, con una copertura pressoché esaustiva dell'intera superficie destinata alle operazioni di dragaggio per la realizzazione della Darsena Energetico - Grandi Masse (fig. 2.1.1.1).

Nelle aree ritenute idonee all'espianto sono state effettuate misure densità *in situ*, con valori che risultavano compresi tra 175 e 335 fasci m⁻². Tale misurazione hanno permesso di stimare le disponibilità di ciuffi espiantabili all'interno delle aree idonee della prateria donatrice e intorno alla batimetrica ottimale (9-13 metri all'incirca). La disponibilità stimata risultava essere in totale pari a 2.736.030 ciuffi, che coprano ampiamente la quota necessaria nell'ambito del progetto di trapianto (300000 talee più eventuali reintegri da effettuare in caso di elevata mortalità delle talee reimpiantate)

Il sito di reimpianto (prateria di Santa Marinella)

Localizzazione geografica ed estensione

La prateria di *Posidonia oceanica* di Santa Marinella ha inizio a Nord di Capo Linaro per giungere a circa 1 km a levante di Rio Fiume con una piccola macchia dinanzi l'abitato di Santa Severa; prende il nome dall'abitato di Santa Marinella dinanzi al quale si estende e rappresenta l'ideale continuazione meridionale della prateria di Civitavecchia.

La prateria posta nell'area di Capo Linaro per quasi tutta la sua estensione è impiantata su substrato duro, con l'eccezione di alcune aree limitate con caratteristiche sedimentologiche sabbiose. La morfologia ricorda molto quella della prateria di Civitavecchia, in quanto si presenta come una striscia abbastanza ristretta che tende ad allargarsi in corrispondenza di Capo Linaro.

L'area (dove sono stati effettuati i trapianti di *Posidonia*) che si estende dalla zona prospiciente il porto di Santa Marinella fino a circa 1 km a levante di Rio Fiume, è invece caratterizzata da un fondale sabbioso con la presenza di una prateria su matte e sabbia. Come si evince dalla figura 2.1.1.2, la prateria non ha un andamento continuo e regolare, né come estensione (numerose sono le radure sabbiose presenti all'interno della prateria) né come profondità (p.es. il limite inferiore è risultato essere intorno ai 16-18 metri, ma in realtà in alcuni punti è a profondità inferiore).

In tale area il limite superiore si ritrova a circa 4-5 m di profondità sia su sabbia (area immediatamente prospiciente il porto) sia su roccia (area a Est del Rio Fiume); da circa 7-8 metri di profondità compare la matte che rappresenta il substrato maggiormente colonizzato in questa area dalla *Posidonia*, ma che presenta vaste zone di degradazione (segno evidente di regressione della prateria).

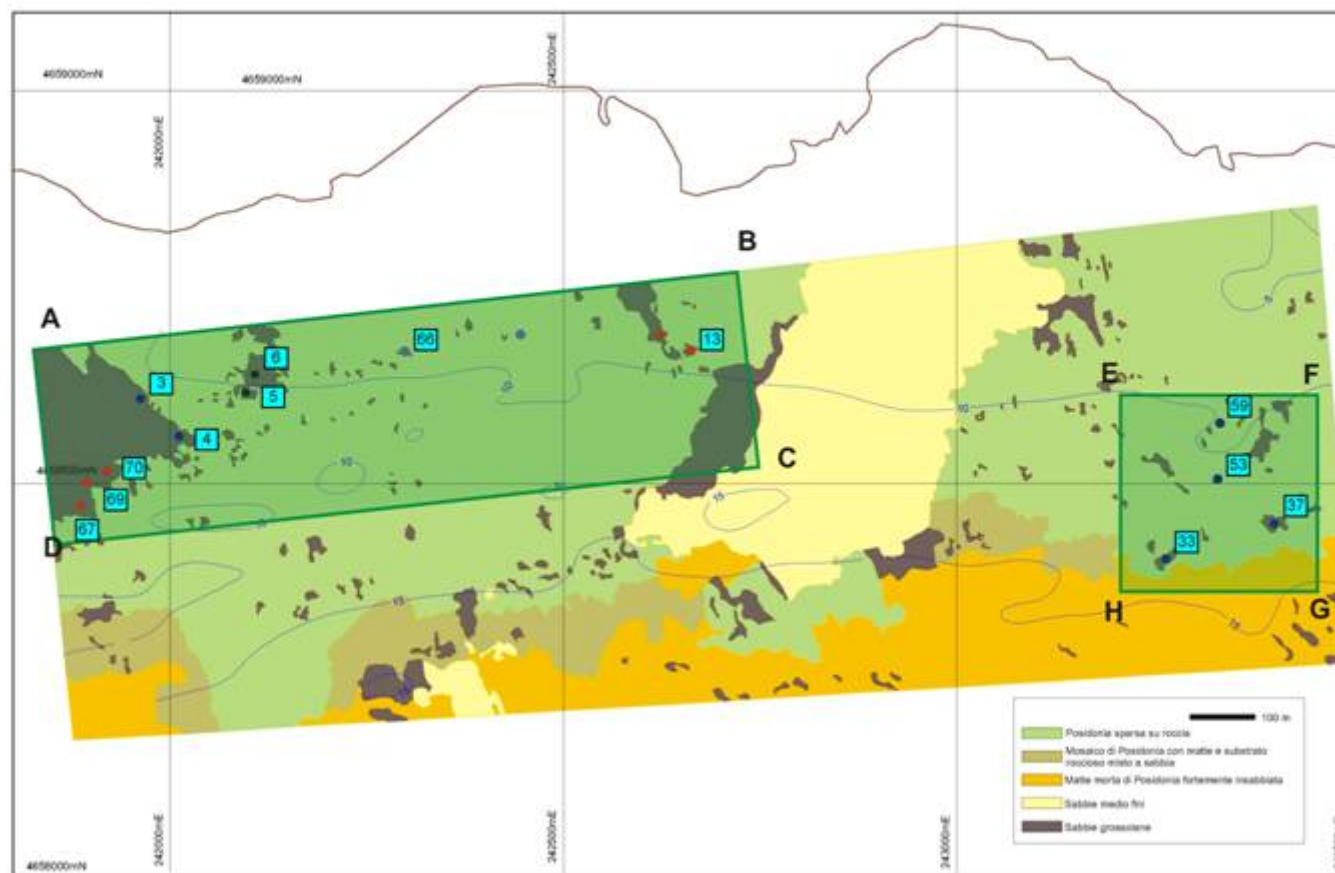


Figura 2.1.1.2.: Prateria di Santa Marinella

Il limite inferiore è posizionato a circa 16-18 m di profondità (ad ovest del Rio Fiume) ed è caratterizzato dalla presenza di un evidente scalino di matte (foto 2.1.1.2) al di sotto del quale la vegetazione si interrompe e dalla prevalenza di rizomi ortotropi (limite erosivo); l'idrodinamismo è il fattore che maggiormente condiziona lo sviluppo della prateria.



Foto 2.1.1.2.

Ad est del Rio Fiume, invece, tale limite si ritrova a circa 14 metri di profondità e sembra essere più di tipo *regressivo*, caratterizzato cioè dalla presenza di un'estesa superficie di matte morta su cui si ritrovano isolati ciuffi di *Posidonia* (foto 2.1.1.3); tale limite è indicatore di fenomeni di regressione della prateria legati, soprattutto, all'aumento della torbidità delle acque.

Al traverso del Rio Fiume la prateria assume la morfologia di uno stretto cordone posizionato intorno ai 5 m di profondità su roccia.

Dinanzi a Santa Severa la prateria è posizionata su di un pianoro roccioso ricoperto da sedimento grossolano con un limite superiore posto a 7 m di profondità su sabbia e quello inferiore a 14 m di profondità su roccia, di tipo graduale con ciuffi sparsi.



Foto 2.1.1.3.

Caratteristiche ecologiche e stato di salute della prateria

In relazione alla natura del substrato di impianto, la prateria esaminata ha evidenziato una colonizzazione generalmente su fondali rocciosi o su sabbia grossolana con gradi di copertura abbastanza limitati a tutte le profondità indagate.

Il limite superiore del posidonieto si rinviene su roccia lungo tutta la costa a profondità abbastanza contenute (4-5 m), senza significativi fenomeni di arretramento.

Il grado di copertura del fondale lungo il limite superiore della prateria è apparso estremamente variabile essendo compreso tra il 10 ed il 70 %.

I valori di densità dei fasci (Giraud, 1977) si sono dimostrati in questa zona i più elevati di tutta la prateria giungendo fino a più di 700 fasci/m⁻² dinanzi a Capo Linaro (classe I: prateria molto densa), con la sola eccezione della zona antistante Santa Severa che giunge sino ad un valore di 281 fasci/m⁻² (classe IV: prateria molto rada).

La porzione intermedia della prateria presenta un grado di copertura del fondale estremamente basso essendo compreso tra il 10 ed il 55 %.

I valori di densità dei fasci (Giraud, 1977) si sono dimostrati in questa zona intermedi con valori che si posizionano tra i 567 fasci/m² dinanzi a Capo Linaro (classe II: prateria densa), fino ai 146 fasci/m² della zona antistante Rio Fiume (classe V: semiprateria).

La porzione profonda della prateria, vicina al limite inferiore presenta un grado di copertura del fondale basso essendo compreso tra il 25 ed il 60 %.

I valori di densità dei fasci (Giraud, 1977) si sono dimostrati in questa zona bassi con valori che si posizionano tra i 344 fasci/m² tra Santa Marinella e Rio Fiume (classe III: prateria densa), fino ai 168 fasci/m² della zona antistante Santa Severa (classe IV: prateria molto rada).

La prateria di Santa Marinella appare possedere un grado di ricoprimento del substrato medio-basso per gran parte della sua estensione.

Tale considerazione, unitamente all'assenza di pesanti fenomeni di degrado ed arretramento soprattutto del margine superiore, nonché di attività antropiche ad elevato impatto ambientale (industrie, scarichi, porti commerciali, etc), porta ad identificare la causa dell'elevata complessità strutturale del ricoprimento sia nella struttura geomorfologica del sito, sia alla particolare torbidità delle acque legata agli apporti provenienti dai numerosi "fossi" dislocati lungo il litorale e alle correnti di scirocco che risultano essere prevalenti in questa area.

Si ritiene, inoltre, che tale caratteristica possa essere stata ulteriormente accentuata dalla presenza di attività turistiche e diportistiche di notevole intensità, soprattutto durante i mesi estivi.

Tali dati confermano che la prateria in esame mostra un discreto tenore di salute ed un accettabile stato di conservazione in considerazione del paraggio e del tipo di substrato colonizzato.

2.1.2. Ischia (2008-2010)

La società ISCHIA GAS srl nel febbraio 2006 ha presentato, presso il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, domanda di pronuncia di compatibilità ambientale relativamente al progetto del gasdotto marino compreso nel tratto di mare Lago Fusaro, nel comune di Bacoli (NA), e Punta San Pietro, nel comune di Ischia (NA).

Il progetto prevedeva, per quanto riguarda l'approdo di Ischia, l'attraversamento da parte del gasdotto della prateria di *Posidonia oceanica* di P.ta San Pietro. La lunghezza del corridoio di posa interessata dalla presenza della prateria di *Posidonia* era stata stimata in circa 400-500 metri e la superficie complessiva di scavo in circa 1200 m².

La prateria di *Posidonia oceanica* di Punta San Pietro ricade all'interno del sito SIC denominato "Fondali marini di Ischia, Vivara e Procida" (codice IT8030010).

Il Ministero dell'Ambiente (DEC/VIA/20080000010) ha espresso parere favorevole di pronuncia di compatibilità ambientale per la realizzazione delle opere descritte, imponendo a ISCHIA GAS srl una "misura di compensazione" che prevedeva un'operazione di restauro a fini ambientali della prateria di San Pietro a Ischia.

In particolare tale operazione consisteva nell'espianto dal corridoio di posa del gasdotto di 51.200 fasci fogliari di *Posidonia oceanica* e il successivo reimpianto in aree idonee individuate all'interno della stessa prateria, su una superficie complessiva di 1.600 m².

La prateria di P.ta San Pietro

L'isola di Ischia è ricoperta da una estesa prateria di *Posidonia oceanica* che costituisce un tappeto quasi continuo, interrompendosi esclusivamente nella parte meridionale dell'isola. Complessivamente ricopre una superficie di circa 15,7 km² e si trova ad una profondità compresa tra 1 e 39 metri. A causa della sua estensione, la prateria intorno l'isola di Ischia può essere divisa in cinque settori, ciascuno dei quali presenta caratteristiche diverse:

- settore Nord, che va da Punta Vico a Punta Molino;
- settore Orientale che va da Punta Molino a Punta san Pancrazio;
- settore "Banco di Ischia", che ricopre i fondali del canale di Ischia fino a congiungersi con le praterie delle isole di Vivara e di Procida;
- settore Meridionale, che va da Punta San Pancrazio a Capo Imperatore;
- settore occidentale, che va da Capo Imperatore a Punta Vico.

Il tracciato di posa del gasdotto Ischia-Bacoli e le aree destinate a ricevere i trapianti sono localizzati all'interno della prateria di P.ta San Pietro, che ricade nel settore Nord, la cui superficie complessiva di copertura dei fondali è di oltre 3 km².

Il limite superiore è caratterizzato da macchie di *Posidonia* che si insediano su fondali rocciosi ad una profondità quasi prossima alla superficie. Nel tratto interessato dalla posa del gasdotto il limite superiore si ritrova intorno ai 5 metri di profondità. La maggior parte della prateria si insedia su matte, dove si riscontrano valori di densità cospicui, pur presentando fenomeni di erosione con orientamento Nord-Sud. La matte raggiunge un'altezza anche di 2 metri.

La densità delle piante si riduce in prossimità del limite inferiore che si trova a circa 30 metri di profondità dove la prateria termina su sabbia fangosa.

Il tratto interessato dal corridoio di scavo del gasdotto (fig. 2.1.2.1) che ricade all'interno della prateria ha una lunghezza di circa 400-500 metri, una superficie complessiva di circa 1200 m² e si trova ad una profondità compresa tra i 7 e i 12 metri.

All'interno di tale area sono state eseguite una serie di prospezioni subacquee allo scopo di individuare i siti di espanto più idonei, sia in base alla qualità delle piante di *Posidonia oceanica* sia alla copertura relativamente ampia dell'area indagata.

Sono stati individuati quattro punti-stazione lungo il tracciato di posa del gasdotto nell'intorno dei quali e lungo la direttrice N-S sono stati effettuati rilievi subacquei, prendendo nota delle principali caratteristiche del fondale dell'area, al fine di individuare la presenza di aree coperte da *Posidonia oceanica*. Laddove tali aree sono state identificate, è stata stimata la superficie occupata dalle piante mediante misure effettuate con una rollina metrica subacquea.

Nelle aree effettivamente occupate dalla prateria sono state effettuate misure dirette di densità mediante il posizionamento casuale di un quadrato di 40 cm di lato, all'interno del quale sono stati contati tutti i fasci presenti; la densità stimata è risultata compresa tra i 450 e 600 fasci m⁻².

Sulla base delle prospezioni eseguite si è scelta, quale area principale di espanto, un tratto di circa 60 metri di lunghezza lungo il tracciato di posa del gasdotto. Tale scelta, oltre ad essere motivata dalla qualità delle piante che sembrava essere ottimale, era anche legata sia alla natura del substrato di impianto della *Posidonia* in quest'area (sia su matte sia su sabbia) che permette una selezione più appropriata delle talee, sia alla profondità (non superiore ai 10 metri) che consentiva di allungare i tempi di immersione durante la fase di espanto.

Il sito destinato alle operazioni di reimpianto delle talee di *Posidonia* si trova sempre all'interno della prateria di P.ta San Pietro e si colloca immediatamente a Sud-Est dell'area nella quale era previsto il tracciato di posa del gasdotto, ad una distanza di circa 300-400 metri da quest'ultimo (fig. 2.1.2.2).

Esso è caratterizzato da una densa prateria in buono stato di salute, con valori di densità abbastanza elevati, compresi tra 415 e 650 fasci m⁻², che permettono di ascriverla, secondo Giraud (1977), ad una condizione di "prateria densa" (classe di densità = II).

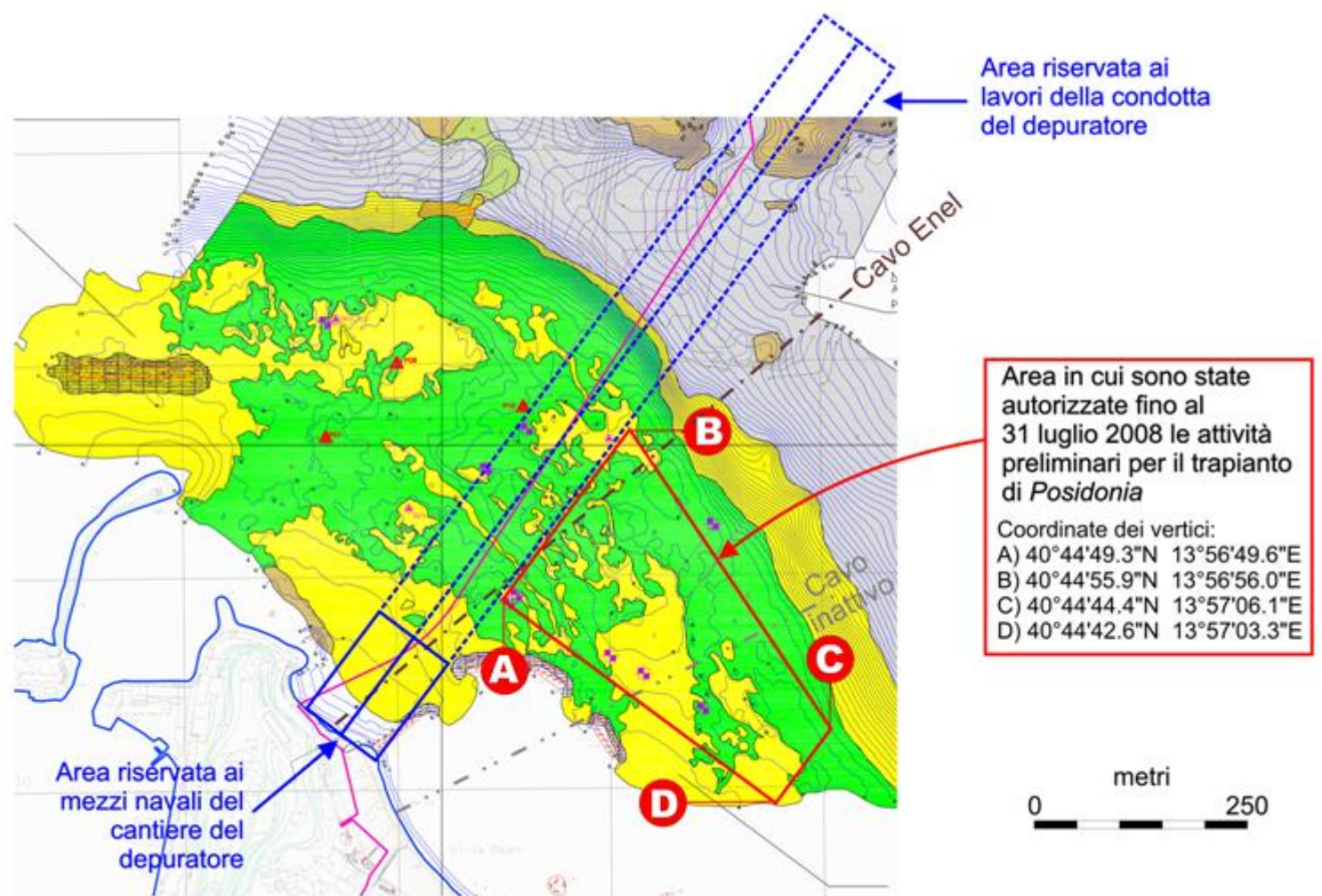


Figura 2.1.2

2.2. Metodi trapianto

In entrambi i siti (Santa Marinella e Ischia) l'intervento di riforestazione ha previsto cinque diverse fasi lavoro, ciascuna propedeutica alla successiva, che sono di seguito elencate:

1. Selezione dei siti di reimpianto
2. Posa dei moduli di ancoraggio delle talee
3. Espianto delle talee
4. Selezione e preparazione delle talee
5. Messa a dimora delle talee

2.2.1. Selezione dei siti di reimpianto

Santa Marinella

Le prospezioni sulla prateria di *Posidonia oceanica* di Santa Marinella sono state condotte nel mese di luglio 2004.

Le operazioni in mare hanno previsto l'esecuzione di rilievi visivi subacquei lungo transetti ortogonali alla costa, allo scopo di eseguire sia la caratterizzazione della prateria sia l'individuazione delle radure principali dove effettuare le attività di trapianto.

Le attività sono state realizzate in due aree (fig. 2.1.1.2) collocate una, in prossimità del porto di Santa Marinella e l'altra, a Est del Rio Fiume.

All'interno di queste due zone sono stati selezionati 70 punti di osservazione nell'intorno dei quali, mediante una ricognizione la più ampia possibile, si è preso nota delle principali caratteristiche dei fondali e, laddove sono state individuate radure nella prateria, è stata realizzata la misurazione, mediante rollina metrica subacquea, delle perpendicolari lungo le direttrici N-S ed E-W al fine di permettere il calcolo dell'area disponibile.

Nell'intorno di ogni punto stazione sono stati, inoltre, posizionati a caso, ma comunque in aree effettivamente occupate dalla prateria, cinque quadrati di 40 cm di lato, all'interno dei quali sono stati contati tutti i fasci presenti allo scopo di stimare la densità media della prateria.

Ischia

Le prospezioni sulla prateria di *Posidonia oceanica* antistante la spiaggia di P.ta S. Pietro (Ischia Porto) si sono svolte nel mese di luglio 2008. Tali rilievi avevano lo scopo di individuare i siti più idonei alle attività di trapianto di *Posidonia oceanica* da effettuare nell'area interessata dall'approdo di Punta S. Pietro (Ischia Porto) del gasdotto Bacoli-Ischia.

Le attività sono state eseguite in un'area (fig. 2.2.1.2) collocata immediatamente a Sud-Est di quella in cui si trova la condotta sottomarina del depuratore di Ischia Porto ed è comunque compresa entro una distanza di 300-400 m dal tracciato del gasdotto.

In questa fase le prospezioni subacquee dei fondali nell'area interessata dalla presenza della prateria di *Posidonia oceanica* sono state effettuate in 30 stazioni (fig. 2.2.1.3).

Per garantire la necessaria sistematicità alle operazioni, le attività sono state svolte suddividendo l'intera zona in aree quadrate di 50 m di lato, che corrispondono alle maglie di un reticolo ideale. In questo modo ogni area può essere identificata, oltre che dalle sue coordinate geografiche, anche, e più semplicemente, da una lettera ed un numero, che indicano rispettivamente la riga e la colonna in cui essa si trova all'interno del reticolo. La figura 2.2.1.3 mostra il reticolo, con gli identificativi di riga e colonna, e la disposizione delle aree in cui sono state effettuate le attività di prospezione dei fondali.

Le prospezioni sono state svolte da operatori biologi subacquei con autorespiratore ad aria. Ogni operatore, oltre all'attrezzatura subacquea, aveva in dotazione una lavagnetta per le annotazioni, una bussola, una macchina fotografica e una rollina metrica subacquea.

In questa fase sono state effettuate le seguenti attività:

- prospezioni subacquee dei fondali nell'area interessata dalla presenza della prateria di *Posidonia oceanica* in n° 30 stazioni;
- misure di densità in n° 24 stazioni e relativo rilevamento della copertura della prateria;
- prelievo di fasci fogliari per la determinazione dei parametri fenologici nelle stesse stazioni di cui al punto b;

- prelievo di fasci fogliari in n° 8 stazioni (scelte tra quelle di cui al punto b) per l'analisi della comunità epifita e per la stima della produzione mediante analisi lepidocronologica.

Il posizionamento dei punti di campionamento è stato effettuato in base ad un gavitello di segnalazione rilevato mediante GPS.

A copertura di ciascuna area sono stati effettuati rilievi subacquei, prendendo nota delle principali caratteristiche dei fondali dell'area, al fine di individuare le fisionomie bionomiche dominanti e, in particolare, quei tratti di fondali ritenuti idonei alle attività di reimpianto di *Posidonia oceanica*. Per ciascuna area è stata, inoltre, raccolta una accurata documentazione fotografica.

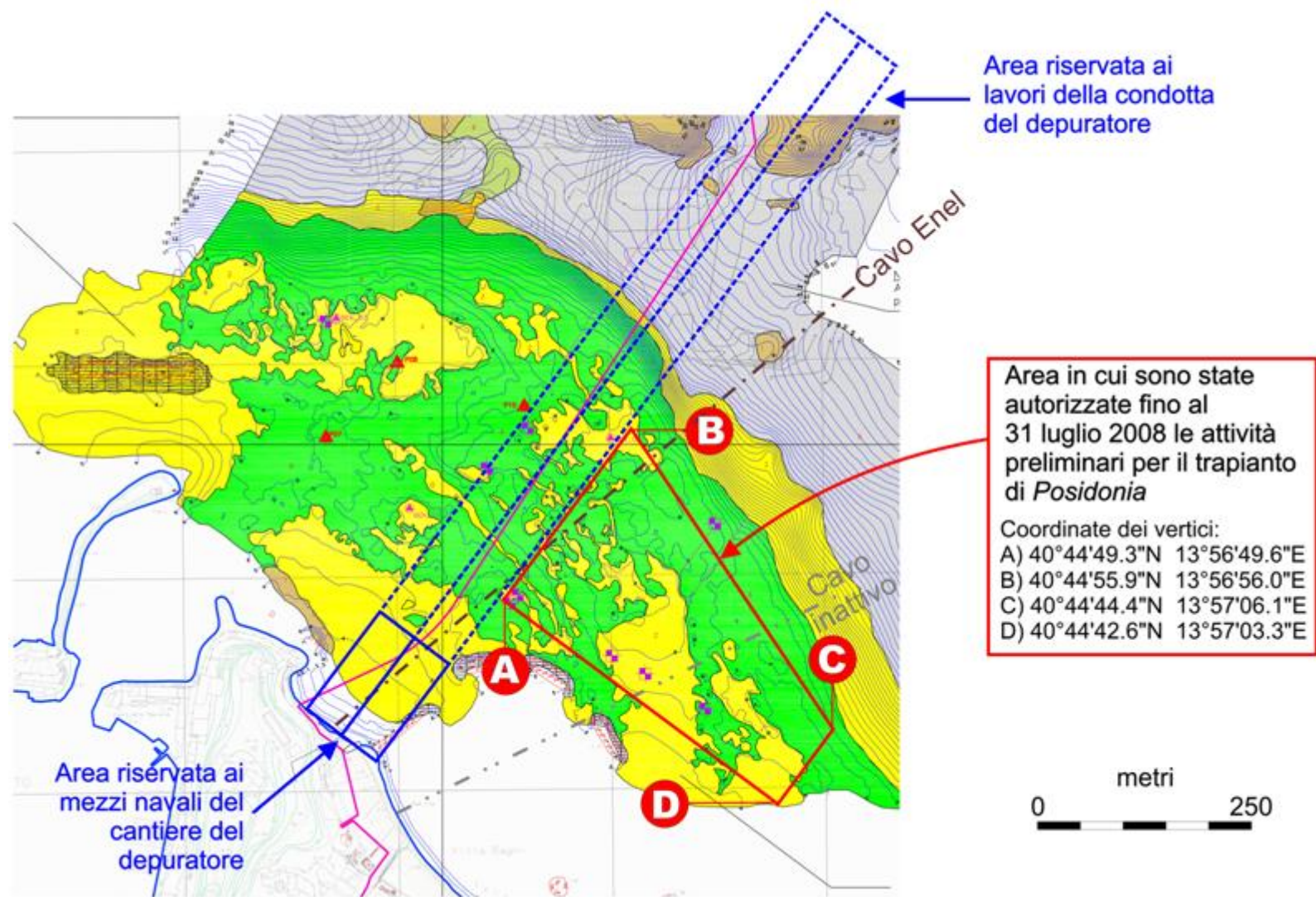


Figura 2.2.1.2

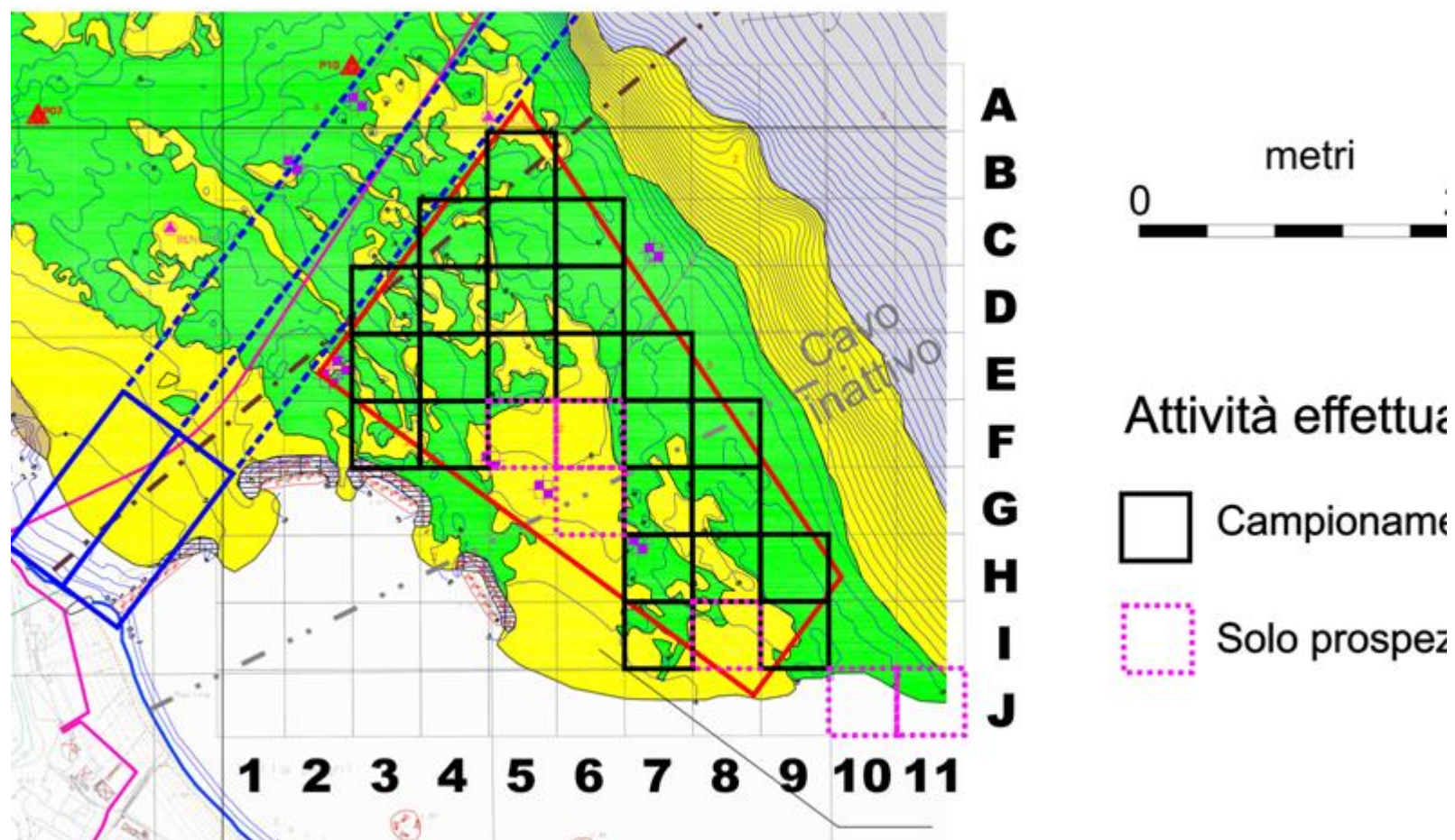


Figura 2.2.1.3

2.2.2. Posa dei moduli di ancoraggio delle talee

I moduli di ancoraggio utilizzati per la messa a dimora delle talee di *Posidonia* sono costituiti da cornici in cemento di circa 50x50 cm di lato (foto 2.2.2.1), con lato interno 40x40, per una luce utile avente 1600 cm² di superficie; lo spessore di ciascuna cornice è di 6-8 cm. Le cornici sono armate con rete di ferro zincato a maglia poligonale di luce (circa 1-1,5 cm) adatta a trattenere le talee.



Foto 2.2.2.1

I moduli, sistemati in gruppi da 60 unità per pallets, sono stati caricati su imbarcazioni idonee al trasporto e sono stati calati in mare (foto 2.2.2.2) a mezzo verricello idraulico nei siti di reimpianto, sotto la direzione e la supervisione di personale tecnico.

Le manovre di immersione di ciascun pallet è stata effettuata, oltre che con il personale di bordo del pontone, anche con il supporto di operatori tecnici subacquei sia in superficie, che guidavano l'operazione di posizionamento del pontone sulla radura e la manovra dell'operatore addetto al verricello idraulico sul punto di immersione (foto 2.2.2.3-4), sia in immersione, che provvedeva a

posizionamento sul fondo di ciascun pallet e allo sganciamento del cavo del verricello (foto 2.2.2.5).



Foto 2.2.2.2.



Foto 2.2.2.3.

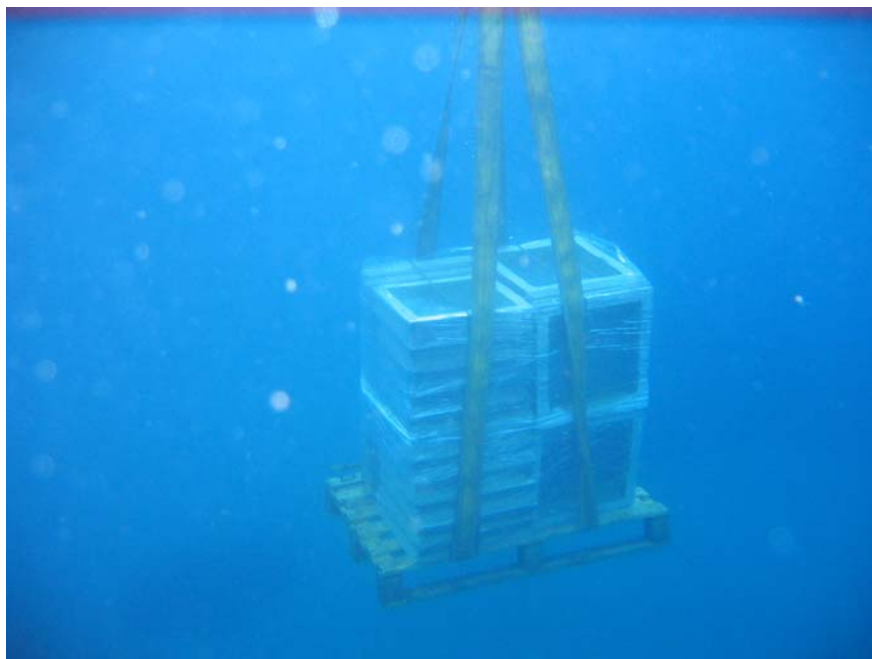


Foto 2.2.2.4



Foto 2.2.2.5

Al termine delle operazioni di immersione in mare dei pallets, in ciascuna radura si è provveduto alla sistemazione sul fondo dei singoli dispositivi di ancoraggio.

Tutti i moduli sono stati installati a mano da operatori subacquei in immersione (foto 2.2.2.6) che hanno provveduto a disporre sul fondale i moduli

di impianto in modo da riempire al meglio le superfici da restaurare (foto 2.2.2.7). In particolare a Santa Marinella nelle 13 radure sono stati posizionati 40.000 moduli di ancoraggio, mentre a Ischia, nelle 6 radure, 6.400 cornici.

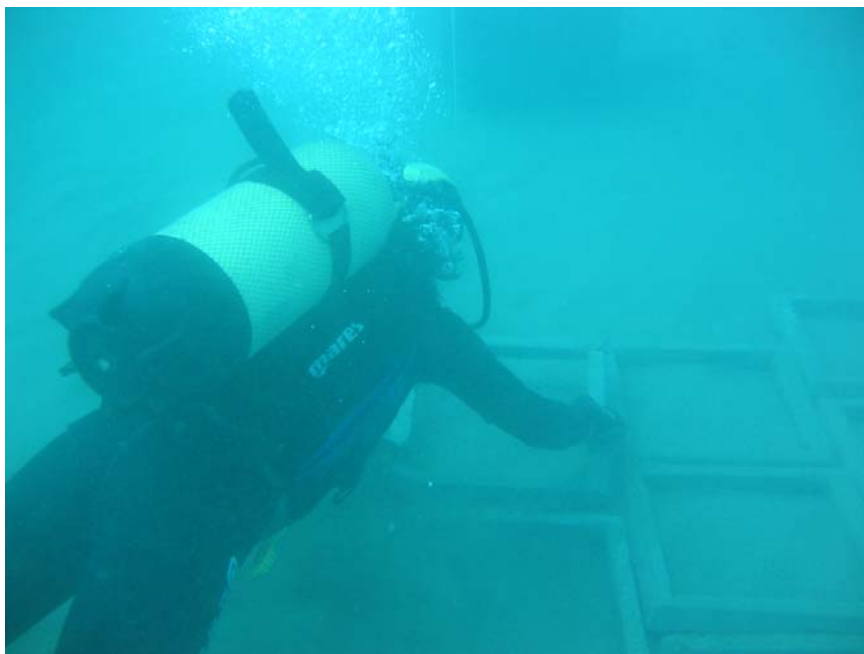


Foto 2.2.2.6

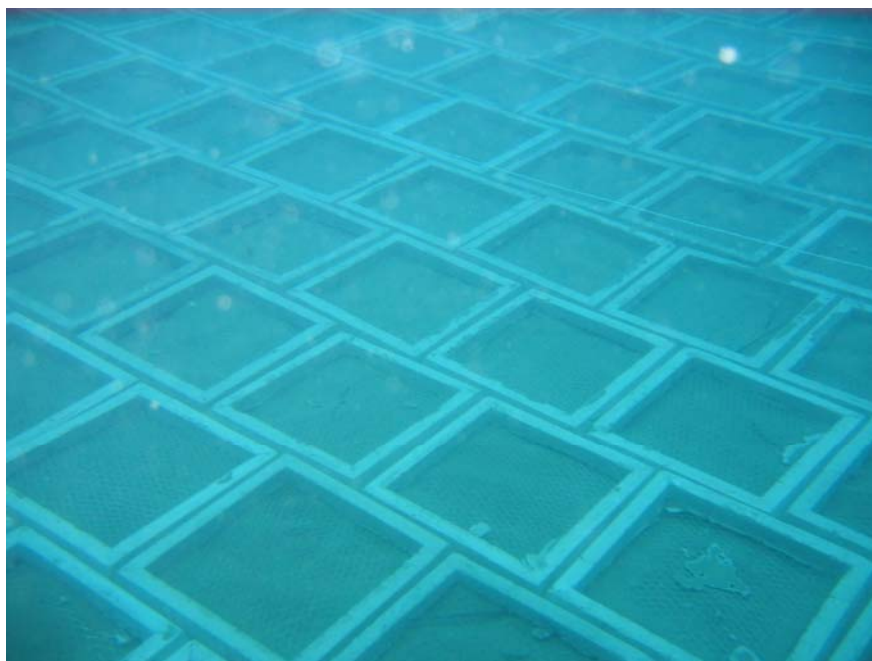


Foto 2.2.2.7

2.2.3. Espianto delle talee

Le operazioni di espianto delle talee sulla prateria donatrice è stata eseguita a mano da operatori in immersione (foto 2.2.3.1) certificati professionalmente a norma di legge, sotto la supervisione di tecnici esperti.

Prima dell'avvio delle attività il personale subacqueo impiegato nelle attività di espianto ha partecipato ad un corso di formazione sulla *Posidonia oceanica* nel corso del quale sono state illustrate le modalità tecnico-operative degli espianti e le successive manipolazioni durante le fasi di prelievo delle talee.



Foto 2.2.3.1

Il prelievo dei ciuffi di *Posidonia* è avvenuto in entrambi i siti, all'interno della prateria della Mattonara a Civitavecchia e, ad Ischia, lungo la traccia dello scavo del gasdotto, concentrando le attività all'interno di una superficie più contenuta individuata sulla base delle prospezioni dell'area eseguite in precedenza.

L'espianto è stato, inoltre, eseguito ad una profondità compresa tra gli 8 e 12 metri di profondità; tale intervallo batimetrico è da considerarsi come ottimale sia in ragione delle caratteristiche della pianta, sia in funzione di una più agevole esecuzione dei lavori di espianto.

Per ciò che riguarda la pianta, in particolare, va ricordato che la letteratura disponibile è concorde nel segnalare come i migliori risultati nelle operazioni di trapianto si ottengano con talee derivate da piante prelevate a profondità superiori o uguali a quella di reimpianto.

Per questo motivo si è ritenuto opportuno non procedere all'espianto in zone troppo superficiali della prateria, anche se ciò avrebbe consentito una consistente riduzione del carico di lavoro complessivo per le operazioni di espianto.

Il materiale prelevato veniva depositato in apposite ceste (foto 2.2.3.2) che, una volta riempite, erano recuperate in superficie da un mezzo nautico di appoggio che provvedeva, immediatamente, al trasporto a terra dove veniva avviata la fase di lavorazione e di preparazione delle talee destinate al reimpianto.



Foto 2.2.3.2

2.2.4. Selezione e preparazione delle talee

Le attività di preparazione delle talee, a causa dell'ubicazione delle aree di espianto (sia a Civitavecchia sia a Ischia) collocate sulla rotta dei mezzi navali (traghetti ed aliscafi) in entrata ed in uscita dai rispettivi porti, anziché essere eseguita direttamente su un mezzo nautico ancorato al punto di espianto, è stata effettuata a terra, in aree prossime alle zone di espianto più facilmente accessibile dai mezzi nautici adibiti al trasporto delle ceste delle talee.

Il trasporto delle talee è stato effettuato in appositi contenitori rigidi di rete; a terra le piante venivano poste all'interno di vasche di plastica (foto 2.2.4.1) contenenti acqua di mare, avendo cura che, con l'esclusione di alcune brevi fasi legate alla manipolazione, rimanessero immerse a temperature non inferiori a 15°C e non superiori a 20°C.



Foto 2.2.4.1

La selezione delle talee è stata eseguita da biologi esperti che nella scelta dei ciuffi migliori tenevano presente vari aspetti legati non solo alla loro integrità, ma anche alle condizioni fenologiche, con particolare riferimento allo stato delle foglie e alla presenza di radici (foto 2.2.4.2). Una volta selezionati i ciuffi, si provvedeva a predisporli per il reimpianto tagliando in maniera opportuna il rizoma.

Il materiale di risulta è stato poi riportato esattamente sul punto di espianto, in modo tale da favorire ogni forma di riattaccamento spontaneo.



Foto 2.2.4.2

Le talee destinate al reimpianto (foto 2.2.4.3), invece, venivano nuovamente poste all'interno delle ceste in rete e trasportate direttamente sulle aree di impianto dove venivano calate sul fondo delle radure e messe a dimora entro 24-48 ore.



Foto 2.2.4.3

2.2.5. Messa a dimora delle talee

La messa a dimora delle talee è stata eseguita a mano da operatori in immersione (foto 2.2.5.1), infilando i rizomi nelle maglie della rete dei moduli, in modo che il rizoma stesso o le radici fossero a contatto con il sedimento, esercitando una leggera pressione sulla maglia affinché le talee risultassero saldamente assicurate al modulo di ancoraggio.

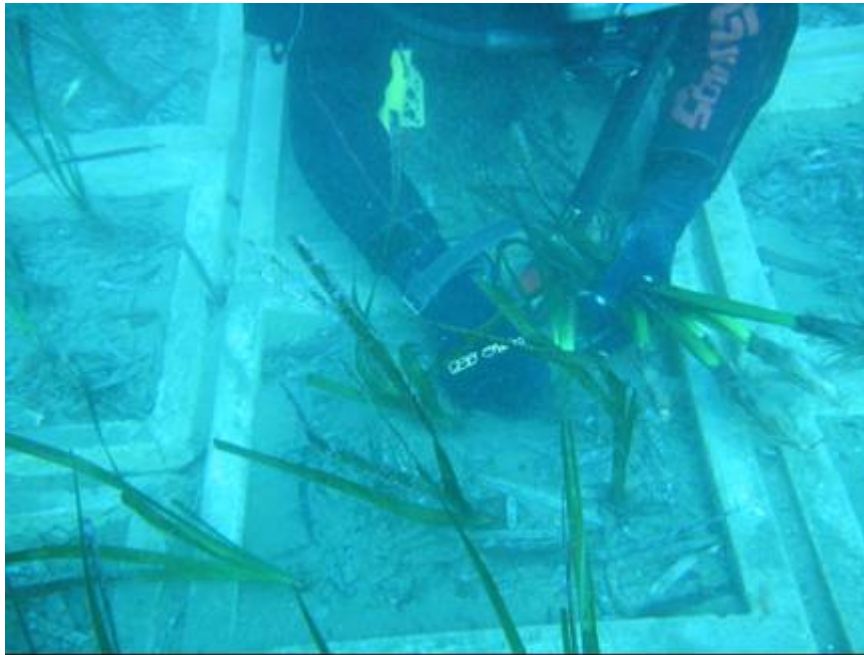


Foto 2.2.5.1

Per ciascun modulo sono state posizionate 8 talee (foto 2.2.5.2) per una densità di 32 talee/m² (foto 2.2.5.3). Le piantine sono state messe ad una distanza di circa 3-4 cm dal bordo in cemento disponendole o in maniera circolare o su tre file, avendo cura di mantenere sempre una certa distanza tra di loro.

La densità delle talee per modulo è un fattore importante per il successo dell'impianto in quanto da essa dipende la velocità con cui i rizomi si espanderanno fuori dal modulo e si radicheranno al sedimento libero. La densità va comunque calibrata sulla base di quella media osservata nel sito e non deve essere così bassa da impedire la ritenzione di sedimento tra le talee. Data tuttavia la grande variabilità delle densità osservate nelle aree potenzialmente idonee al reimpianto, è stato più conveniente adottare un basso

numero di talee (20-30 per m²), sia per evitare un'eccessiva competizione per la luce e per i nutrienti tra le talee, sia per favorire una rapida crescita plagiotropa del rizoma.



Foto 2.2.5.2



Foto 2.2.5.3

2.3. Monitoraggio dei trapianti

Attività previste

Al termine della fase di messa a dimora delle talee, in entrambi i siti, sono state avviate le attività di Monitoraggio allo scopo di valutare nel tempo il successo dell'operazione di trapianto e per apportare, eventualmente, i correttivi necessari.

In particolare, tali attività sono state suddivise in tre diverse fasi:

- Monitoraggio non distruttivo
- Controllo della mortalità delle talee
- Monitoraggio distruttivo

2.3.1. Monitoraggio non distruttivo

Le attività di Monitoraggio non distruttivo prevedono di effettuare 20 campagne di misurazione distribuite nell'arco di cinque anni, nel corso delle quali vengono effettuate le seguenti misure in immersione subacquea:

- conta delle talee residue;
- determinazione dell'accrescimento fogliare attraverso il metodo di Zieman (1974), secondo quanto preconizzato da Ott (1980);
- determinazione del rango e della lunghezza/larghezza della foglia più lunga;
- determinazione dello stato degli apici e stima del tessuto bruno;
- valutazione qualitativa della comunità epifita delle foglie.

Queste misure sono effettuate su 5 ciuffi nelle aree (40 a Santa Marinella – fig. 2.3.1.1 e 6 a Ischia – fig. 2.3.1.2) dove sono stati eseguiti i trapianti di talee. Con il termine di area non si intende un'unità discreta di impianto, ma piuttosto un intorno in cui viene collocato un sito di osservazione. Pertanto, all'interno di un'unità di impianto, sono stati collocati uno o più punti di osservazione. Le cornici destinate a questo tipo di studio sono state installate ad hoc e appositamente marcate.

Nel 50% dei suddetti siti (20 stazioni a Santa Marinella e 3 a Ischia) è stata scelta, inoltre, un'apposita stazione posta nella prateria in posto, collocata in modo da essere il più vicino possibile agli impianti. Su tale stazione, della

superficie di 1600 cm², vengono eseguite le determinazioni sopra descritte. Questo permette di tenere sotto controllo l'andamento della prateria "naturale", senza recarle alcun danno.

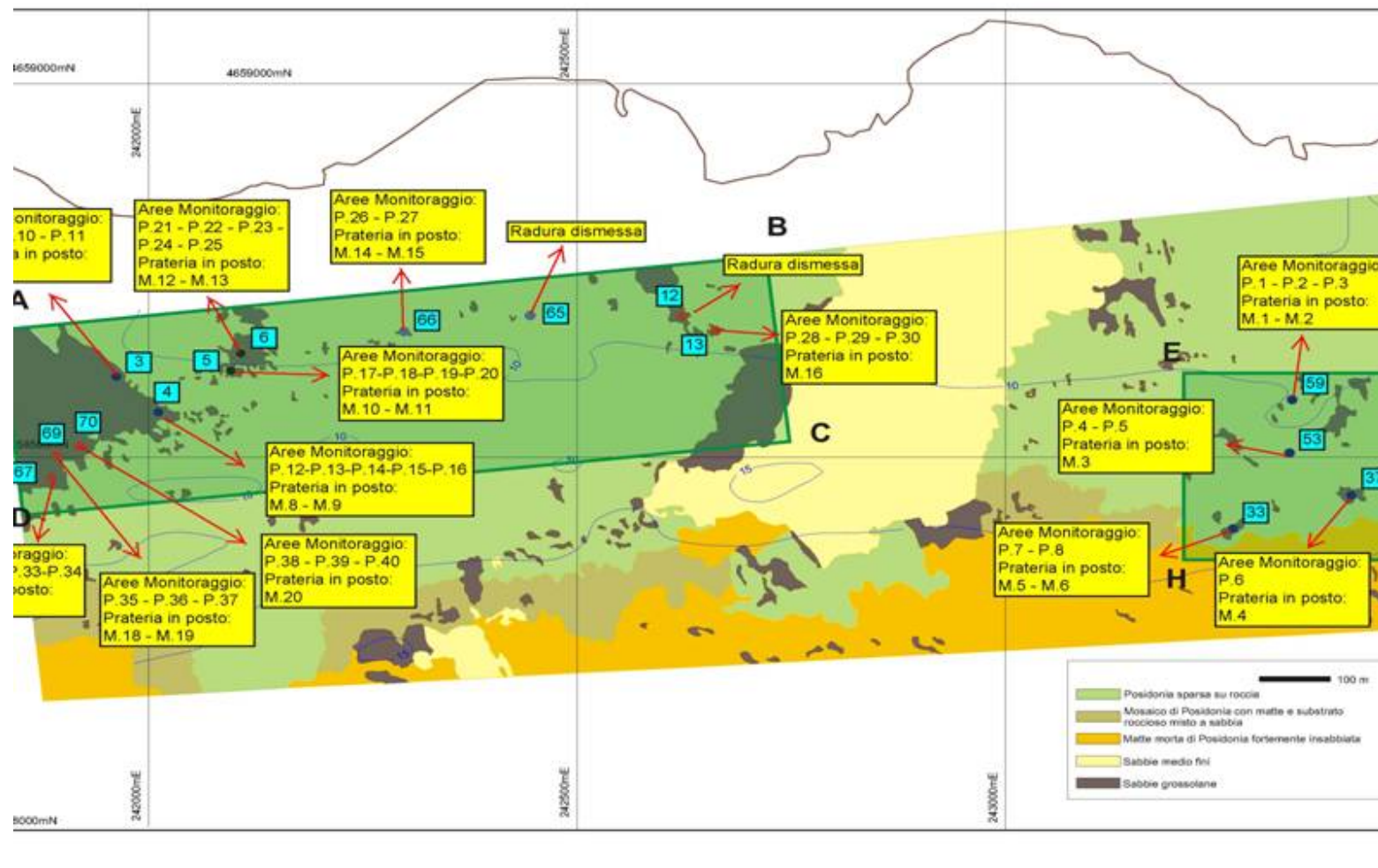


Figura 2.3.1.1 – Santa Marinella

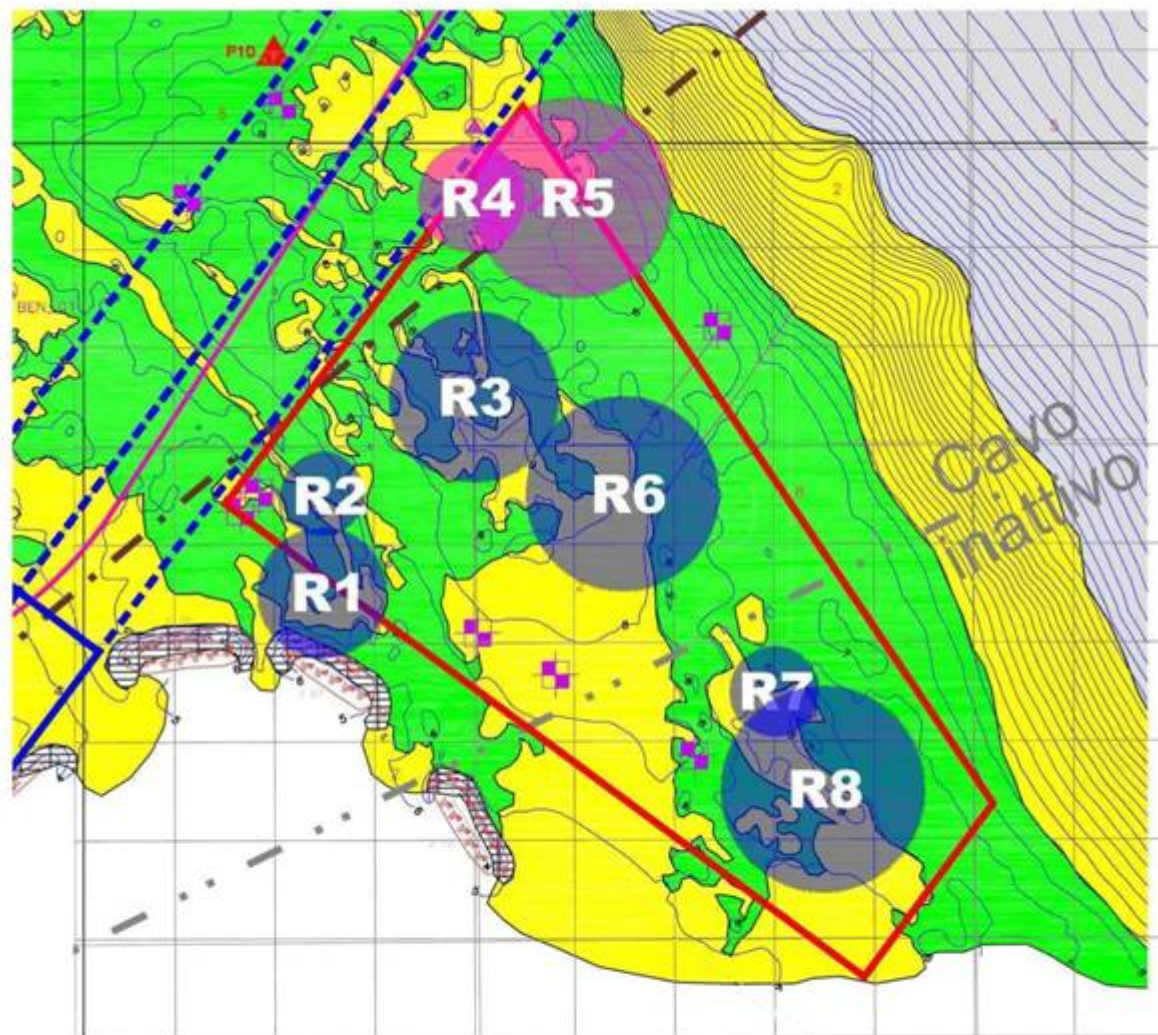


Figura 2.3.1.2. - Ischia

Operazioni di campo

Le attività di Monitoraggio non distruttivo hanno avuto inizio in entrambi i siti, a distanza di circa tre mesi dal termine delle operazioni di trapianto delle talee di *Posidonia oceanica* e sono proseguite con cadenza trimestrale. In particolare, a Santa Marinella le attività di Monitoraggio hanno avuto inizio nel mese di giugno 2005 e si sono concluse nel marzo 2010: ad Ischia, invece, sono incominciate nel mese di maggio 2009 e si concluderanno nel marzo 2014.

Nel corso della prima campagna di monitoraggio, nei primi giorni di attività, si è provveduto all'ispezione completa di ciascuna radura di impianto allo scopo di:

- verificare lo stato generale dell'impianto;
- individuare le aree per la localizzazione dei moduli con le talee di controllo;
- localizzare le stazioni poste nella prateria in posto;
- identificare i moduli per il controllo della mortalità delle talee.

In particolare le operazioni di ispezione e di individuazione delle aree sono state svolte in immersione con autorespiratore ad aria da due operatori subacquei che, una volta raggiunto con l'imbarcazione d'appoggio la radura, si sono immersi. Ogni operatore (foto 2.3.2.1), oltre all'attrezzatura subacquea, aveva in dotazione:

- una lavagnetta, dove annotare le conte delle talee residue, le misure di lunghezza e larghezza delle foglie, lo stato degli apici, la stime del tessuto bruno, i dati di accrescimento fogliare ed eventuali note di rilievo;
- una bussola ed una rollina metrica subacquea, per poter effettuare con precisione gli spostamenti tra i diversi siti di osservazione posti all'interno di ciascuna radura;
- un righello, per effettuare le misure di accrescimento fogliare;
- una punzonatrice, per eseguire la perforazione delle foglie.



Foto 2.3.2.1

Mediante una ricognizione, la più ampia possibile, all'interno di ciascuna radura è stata eseguito un puntuale controllo sullo stato dell'impianto, prendendo nota di tutte le osservazioni peculiari per la scelta delle aree in cui svolgere le attività di monitoraggio non distruttivo e di controllo della mortalità. All'interno di ciascuna radura o un'unità di impianto, sono stati collocati i punti di osservazione; le cornici destinate a questo tipo di studio sono state appositamente marcate.

L'importanza di tali controlli si è rivelata fondamentale a distanza di circa tre mesi dal termine delle operazioni di impianto.

Localizzazione dei moduli con le talee di controllo (6 stazioni)

All'interno di ciascuna radura, nel corso della I campagna di Monitoraggio non distruttivo, sono state individuate una o più aree a seconda dell'estensione della radura e della qualità dell'impianto.

In ciascun punto di osservazione è stato identificato una cornice campione contrassegnata mediante un pedagno con galleggiante rosso posto a 2 metri dal fondo e una lettera identificativa (A, B, C, o D) (foto 2.3.2.2).

La codifica delle stazioni di monitoraggio non distruttivo a Santa Marinella, per un totale di 40 punti, è stata la seguente: P, N , t, dove N va da 1 a 40 ed è l'identificativo delle stazioni, mentre t indica le repliche temporali e va da 1 a 20 (tre repliche l'anno per cinque anni) (Tabella 2.3.2.1).

La codifica delle stazioni di monitoraggio non distruttivo a Ischia, per un totale di 6 punti, è stata la seguente: **R, N, t**, dove R è la radura, N va da 1 a 6 ed è l'identificativo delle stazioni, mentre t indica le repliche temporali e va da 1 a 20 (quattro repliche l'anno per cinque anni) (Tabella 2.3.2.2)..

In ciascuna delle stazioni sono state rilevate la profondità e, posizionando delle boe di segnalazione, mediante GPS portatile, le coordinate (UTM/UPS fuso 33 WGS 84).



Foto 2.3.2.2

Nelle radure all'interno delle quali sono stati individuati due o più siti di osservazione, in aggiunta, si è provveduto a misurare la rotta e la distanza

tra le aree, mediante bussola e rollina metrica subacquea, allo scopo di avere ulteriori informazioni sulla localizzazione dei punti stazione, così da permettere più facilmente la loro individuazione nelle fasi successive del monitoraggio. In ciascuna area sono state effettuate le seguenti misure su 5 ciuffi di *Posidonia*:

- conta delle talee residue;
- determinazione dell'accrescimento fogliare attraverso il metodo di Zieman (1974), secondo quanto preconizzato da Ott (1980) eseguendo la punzonatura delle foglie (foto 2.3.2.3);
- determinazione della lunghezza/larghezza della foglia più lunga (foto 2.3.2.4);
- determinazione dello stato degli apici e stima del tessuto bruno;
- valutazione qualitativa della comunità epifita delle foglie

Radura	Modulo	Coordinate UTM/UPS fuso 32T		prof (m)
		E	N	
59	P.1.1	740025	4657988	9,5
	P.2.1	740010	4657991	9,5
	P.3.1	740000	4657997	9
53	P.4.1	740052	4657922	10
	P.5.1	740051	4657962	10
37	P.6.1	740121	4657875	12,5
33	P.7.1	739952	4657814	13,5
	P.8.1	739935	4657818	13
3	P.9.1	738661	4657885	10,5
	P.10.1	738608	4657897	10
	P.11.1	738615	4657886	10
4	P.12.1	738660	4657842	10,5
	P.13.1	738668	4657847	10,5
	P.14.1	738647	4657850	10,5
	P.15.1	738658	4657869	10,5
	P.16.1	738650	4657870	10,5
5	P.17.1	738753	4657830	11
	P.18.1	738755	4657839	10,5
	P.19.1	738756	4657850	10,5
	P.20.1	738744	4657884	10,5
6	P.21.1	738766	4657978	8,5
	P.22.1	738774	4657960	8,5
	P.23.1	738786	4657960	8,5
	P.24.1	738780	4657990	8,5
	P.25.1	738760	4657992	8,5
66	P.26.1	738938	4657974	9
	P.27.1	738927	4657956	9
13	P.28.1	739279	4658029	7,5
	P.29.1	739280	4658048	7,5
	P.30.1	739278	4658038	8
67	P.31.1	738523	4657742	12,5
	P.32.1	738529	4657712	12,5
	P.33.1	738510	4657722	12,5
	P.34.1	738531	4657760	13
69	P.35.1	738585	4657770	11,5
	P.36.1	738610	4657758	12
	P.37.1	738566	4657777	12
70	P.38.1	738639	4657784	12
	P.39.1	738677	4657800	12
	P.40.1	738665	4657797	12

Tabella 2.3.2.1 – Santa Marinella

		Coordinate UTM/UPS fuso 32T		
Radura	Modulo	E	N	prof (m)
R2	R.1	0411199	4511207	8
R3	R.2	0411267	4511253	9
R6	R.3	0411382	4511417	8,5
	R.4	0411312	4511228	9
R7	R.5	0411392	4511112	8,5
R8	R.6	0411414	4511031	7

Tabella 2.3.2.2 – Ischia



Foto 2.3.2.3: punzonatura delle foglie



Foto 2.3.2.4: misura lunghezza delle foglie

Localizzazione delle stazioni nella prateria in posto

Nel 50% dei suddetti siti, è stata inoltre scelta un'apposita stazione posta nella prateria in posto, collocata in modo da essere il più vicino possibile agli impianti, allo scopo di tenere sotto controllo l'andamento della prateria "naturale", senza recarle alcun danno.

Su tali stazioni, della superficie di 1600 cm^2 , con la stessa cadenza temporale, sono state eseguite le stesse determinazioni sopra descritte. Nell'intorno di ogni stazione, inoltre, sono state effettuate misure dirette di densità mediante il posizionamento casuale di un quadrato di 40 cm di lato, all'interno del quale sono stati contati tutti i fasci presenti.

Ogni punto è stato marcato mediante un pedagno con galleggiante giallo su picchetto posto a 2 metri dal fondo (foto 2.3.2.5). Anche in questo caso, in ciascuna delle stazioni sono state rilevate la profondità e, posizionando delle boe di segnalazione, mediante GPS portatile, le coordinate (UTM/UPS fuso 32 European Datum 1950).

Per le stazioni di Santa Marinella la codifica delle stazioni è la seguente: **M, N , t**, dove **N** va da 1 a 20 ed è l'identificativo delle stazioni, mentre **t** indica le repliche temporali e va da 1 a 20 (Tabella 2.3.2.3),

mentre a Ischia è: **PN, N , t**, dove PN sta per prateria naturale, N va da 1 a 3 ed è l'identificativo delle stazioni, mentre t indica le repliche temporali e va da 1 a 20 (Tabella 2.3.2.4).

Radura	Stazioni	Coordinate UTM/UPS fuso 32T		prof (m)
		E	N	
59	M.1.1	740006	4657987	10
	M.2.1	740026	4657994	9
53	M.3.1	740057	4657961	10
37	M.4.1	740120	4657882	13
33	M.5.1	739952	4657814	13,5
	M.6.1	739939	4657815	13
3	M.7.1	738649	4657877	11
4	M.8.1	738679	4657836	10,5
	M.9.1	738644	4657838	11
5	M.10.1	738743	4657829	11
	M.11.1	738756	4657842	10,5
6	M.12.1	738777	4657960	8,5
	M.13.1	738782	4657998	9
66	M.14.1	738938	4657959	9
	M.15.1	738908	4657945	10
13	M.16.1	739279	4658016	8
67	M.17.1	738523	4657754	13
69	M.18.1	738575	4657757	12
	M.19.1	738593	4657769	12
70	M.20.1	738655	4657784	12

Tabella 2.3.2.3 – prateria in posto Santa Marinella

Radura	Stazioni	prof (m)
R3	PN.1.1	9
R6	PN.2.1	9
R7	PN.3.1	8,5

Tabella 2.3.2.3 – prateria in posto Ischia

Le talee prescelte per l'esecuzione delle determinazioni descritte nel paragrafo precedente sono state marcate nel corso della I campagna di monitoraggio con una fascetta di plastica posta alla base del rizoma (foto 2.3.2.6), allo scopo di renderle facilmente identificabili nella campagne successive.



Foto 2.3.2.5.



Foto 2.3.2.6

2.3.3. Controllo della mortalità delle talee

Tale fase presenta la stessa cadenza temporale prevista per il Monitoraggio non distruttivo.

La misura della mortalità ha seguito il seguente schema:

- in ciascuna delle aree descritte per la fase di Monitoraggio non distruttivo e senza comprendere le cornici destinate al campionamento distruttivo e non, si è proceduto alla selezione casuale di 20 cornici, anche adiacenti tra di loro, destinate solo al conteggio delle talee sopravvissute.
- dopo il primo campionamento, tali cornici sono state adeguatamente marcate.

Si avranno dunque serie di 20 cornici su cui la mortalità viene determinata trimestralmente allo scopo di tenere sotto controllo il successo delle operazioni di trapianto.

Ai fini di dette operazioni, si precisa che sono state privilegiate le aree in cui lo stato degli impianti è risultato migliore in relazione, probabilmente, a condizioni di piccola scala più favorevoli. Ciò perché lo scopo ultimo di questo progetto è quello di creare nuclei stabili ed attivi di ricolonizzazione della prateria ricevente, piuttosto che una nuova copertura uniforme.

Operazioni di campo

In ciascuna delle aree descritte nel paragrafo precedente e senza comprendere le cornici destinate al campionamento del monitoraggio non distruttivo, si è proceduto alla selezione casuale di 20 cornici, anche adiacenti tra di loro, destinate solo al conteggio delle talee sopravvissute.

A ciascun modulo campione è stato applicato un numero identificativo (da 1 a 20 per ciascuna area) fissato al frame con un piccolo galleggiante (foto 2.3.2.1), allo scopo di facilitare l'individuazione.

Ciascuna area è stata contrassegnata con un pedagno con galleggiante rosso posto a 2 metri dal fondo. Il posizionamento di tali aree è avvenuto in modo da avere una copertura spaziale sufficientemente valida dell'intera radura.



Foto 2.3.2.1

La codifica delle stazioni a Santa Marinella è stata la seguente: **R, N** , **x, t**, dove N va da 1 a 40 ed è l'identificativo delle stazioni, x identifica il singolo modulo e va da 1 a 20, mentre t indica le repliche temporali e va da 1 a 5; ad Ischia invece: **M, N** , **x, t**, dove N va da 1 a 6 ed è l'identificativo delle stazioni, x identifica il singolo modulo e va da 1 a 20, mentre t indica le repliche temporali e va da 1 a 20;

La misura della mortalità, finalizzata alla sostituzione delle fallanze, è stata eseguita in immersione da un operatore subacqueo che procede al conteggio del numero di talee presenti in ogni cornice, annotando i valori riscontrati su una lavagnetta subacquea.

2.3.3. Monitoraggio distruttivo

I prelievi di talee previsti in questa fase sono eseguiti al termine di ciascuno dei cinque anni programmati per il monitoraggio, a partire dalla conclusione delle operazioni di trapianto. Essi vengono effettuati su talee appositamente piantate in cornici "riservate", mediante espanto delle medesime e analisi in laboratorio. Sono, inoltre, effettuati prelievi di piante in posto da stazioni collocate nelle immediate adiacenze delle zone di impianto. Lo schema spaziale è lo stesso descritto per il monitoraggio non distruttivo.

In ciascuna delle aree (20 per Santa Marinella e 6 per Ischia), sono prelevate talee impiantate per le seguenti determinazioni:

- **analisi della comunità epifita:** esame di tre fasci per ogni stazione campionata. Le facce interne delle singole foglie, numerate con il metodo di Giraud (1977), sono esaminate al microscopio. Lo studio delle sole facce interne è autorizzato dalla provata assenza di un effetto faccia sulla strutturazione della comunità epifita (Casola et al., 1989). L'esame delle foglie comporta la determinazione delle percentuali di ricoprimento per ogni centimetro di superficie fogliare e per ognuna delle specie costituiscono la struttura portante della comunità epifita (Casola et al., 1987). In questo modo la successione caratteristica della comunità epifita viene analizzata filtrando il "rumore di fondo" determinato dalla presenza di specie rare od occasionali;
- **misurazione dei parametri fenologici delle foglie:** larghezza, lunghezza totale, presenza della ligula, lunghezza del tessuto verde o del lembo, lunghezza del tessuto bruno e del tessuto bianco (ove presenti) e stato dell'apice;
- **calcolo dei seguenti parametri fenologici:**
 - numero medio di foglie per ciuffo delle varie categorie ed in totale;
 - lunghezza media delle foglie per categoria ed in totale;

- larghezza media delle foglie per categoria ed in totale;
- indice fogliare per fascio e per m²;
- coefficiente "A".

In ciascuna stazione, inoltre, viene stimata la produzione mediante analisi lepidocronologiche sui rizomi ortotropi. Queste hanno come fine la determinazione di una serie di dati che riguardano la storia recente del rizoma analizzato, prima fra tutte la valutazione della produzione primaria attuale e la ricostruzione della sua serie storica riferita ad un intervallo temporale più o meno ampio, che può arrivare a coprire anche parecchi decenni.

Le determinazioni lepidocronologiche sono effettuate nelle stazioni collocate all'interno della prateria naturale posta nelle immediate adiacenze delle zone di impianto. Questo ha lo scopo di fornire uno strumento di paragone tra ciò che avviene nei trapianti e nella prateria di cui si procede al restauro. Tali stazioni non saranno contigue, ai fini di non produrre danni alla prateria stessa.

Operazioni di campo

Le operazioni di monitoraggio sono state eseguite nelle radure nelle quali erano state svolte le attività di impianto.

In particolare le operazioni di campionamento sono state svolte in immersione con autorespiratore ad aria da due operatori subacquei che, una volta raggiunto con l'imbarcazione d'appoggio la radura, si sono immersi. Ogni operatore, oltre all'attrezzatura subacquea, aveva in dotazione una lavagnetta, per annotare le informazioni necessarie, oltre ad una bussola ed una rollina metrica subacquea, necessarie per poter effettuare con precisione gli spostamenti tra i diversi siti di osservazione posti all'interno di ciascuna radura.

All'interno di alcune radure o un'unità di impianto, infatti, sono stati collocati uno o più punti di osservazione su cui effettuare i campionamenti distruttivi annuali, che sono vincolati a cornici destinate a questo tipo di studio ed appositamente marcate. Inoltre, sono stati identificate anche una

serie di stazioni di campionamento nella prateria di *Posidonia oceanica* circostante.

Tali punti coincidono con quelli in cui sono effettuate le attività “non distruttive”, ma il prelievo di materiale avviene entro moduli opportunamente predisposti e non influisce con il monitoraggio non distruttivo. Analoga distinzione è stata fatta anche nella prateria naturale.

Nelle tabelle 2.3.3.1 e 2.3.3.2 sono riportate le informazioni (radura, modulo, profondità, ecc.) riguardanti i siti di controllo di Santa Marinella nelle aree in cui sono stati effettuati i trapianti e quelle relative alla prateria naturale, le tabelle 2.3.3.3 e 2.3.3.4 si riferiscono, invece, a Ischia.

La codifica delle stazioni di monitoraggio distruttivo per Santa Marinella è la seguente: **R, N, t**, dove N va da 1 a 40 ed è l'identificativo delle stazioni, mentre t indica le repliche temporali e va da 1 a 5 (una replica l'anno per cinque anni), mentre per le stazioni dalla prateria in posto la codifica delle stazioni è la seguente: **Q, N, t**, dove N va da 1 a 20 ed è l'identificativo delle stazioni, mentre t indica le repliche temporali e va da 1 a 5.

La codifica delle stazioni di monitoraggio distruttivo per Ischia è la seguente: **R, N, t**, dove R è la radura, N va da 1 a 6 ed è l'identificativo delle stazioni, mentre t indica le repliche temporali e va da 1 a 5 (una replica l'anno per cinque anni), mentre per le stazioni dalla prateria in posto la codifica delle stazioni è la seguente: **PN, N, t**, dove N va da 1 a 3 ed è l'identificativo delle stazioni, mentre t indica le repliche temporali e va da 1 a 5.

Ciascuna stazione è stata contrassegnata mediante pedagno con galleggiante rosso fissato al modulo di impianto a circa 2 metri dal fondo (foto 2.3.3.1); allo stesso modo ogni punto posizionato all'interno della prateria in posto è stato marcato mediante un pedagno con galleggiante giallo su picchetto posto a 2 metri dal fondo (foto 2.3.3.2).

		Coordinate UTM/UPS fuso 32T		
Radura	Modulo	E	N	prof (m)
59	R.1	740025	4657988	9
	R.2	740010	4657991	9
	R.3	740000	4657997	9
53	R.4	740052	4657922	10
	R.5	740051	4657962	10
37	R.6	740121	4657875	12,5
33	R.7	739952	4657814	13,5
	R.8	739935	4657818	13
3	R.9	738661	4657885	9
	R.10	738608	4657897	9,5
	R.11	738615	4657886	9,5
4	R.12	738660	4657842	10
	R.13	738668	4657847	10,5
	R.14	738647	4657850	10,5
	R.15	738658	4657869	10,5
	R.16	738650	4657870	10,5
5	R.17	738753	4657830	10,5
	R.18	738755	4657839	10,5
	R.19	738756	4657850	10,5
	R.20	738744	4657884	10
6	R.21	738766	4657978	8
	R.22	738774	4657960	8,5
	R.23	738786	4657960	8,5
	R.24	738780	4657990	8,7
	R.25	738760	4657992	8,5
66	R.26	738939	4657974	8,5
	R.27	738920	4657959	9,5
13	R.28	739268	4658025	8
	R.29	739271	4658044	7,5
	R.30	739264	4658024	7,5
67	R.31	738523	4657742	12
	R.32	738529	4657712	12,5
	R.33	738510	4657722	12
	R.34	738531	4657760	12
69	R.35	738585	4657770	11,5
	R.36	738610	4657758	12
	R.37	738566	4657777	11,7
70	R.38	738639	4657784	11
	R.39	738677	4657800	11
	R.40	738665	4657797	11,5

Tabella 2.3.3.1. – siti di controllo Santa Marinella

Radura	Stazioni	Coordinate UTM/UPS fuso 32T		prof (m)
		E	N	
59	Q.1	740006	4657987	9
	Q.2	740026	4657994	9
53	Q.3	740057	4657961	10
37	Q.4	740120	4657882	12,5
33	Q.5	739952	4657814	13,5
	Q.6	739939	4657815	13,5
3	Q.7	738649	4657877	9,5
4	Q.8	738679	4657836	10
	Q.9	738644	4657838	10,5
5	Q.10	738743	4657829	10,5
	Q.11	738756	4657842	10
6	Q.12	738777	4657960	8
	Q.13	738782	4657998	8
66	Q.14	738938	4657959	9
	Q.15	738908	4657945	9
13	Q.16	739279	4658016	8,5
67	Q.17	738523	4657754	12
69	Q.18	738575	4657757	11,5
	Q.19	738593	4657769	11,5
70	Q.20	738655	4657784	11

Tabella 2.3.3.3. – prateria in posto Santa Marinella

Radura	Modulo	prof (m)
R2	R.1.1	8
R3	R.2.1	9
R6	R.3.1	8,5
	R.4.1	9
R7	R.5.1	8,5
R8	R.6.1	7

Tabella 2.3.3.1. – siti di controllo Ischia

Radura	Modulo	prof (m)
R3	PN.1.1	9
R6	PN.2.1	9
R7	PN.3.1	8,5

Tabella 2.3.3.3. – prateria in posto Ischia



Foto 2.3.3.1.



Foto 2.3.3.2.

In ciascuna delle stazioni di cui sopra, sono state prelevate le talee impiantante per le determinazioni descritte precedentemente.

Nei siti collocati nella prateria in posto, oltre ai prelievi per la determinazione dei parametri precedentemente citati, si è proceduto al campionamento di rizomi ortotropi per la stima della produzione mediante analisi lepidocronologiche allo scopo di effettuare, attraverso la lettura dei cicli di variazione dello spessore delle scaglie, stime di produzione primaria ed analizzare le variazioni temporali dei fattori climatici ed edafici tipici della prateria.

2.4. Nuovi supporti di ancoraggio

Nel corso delle operazioni di riforestazione della prateria di P.ta S. Pietro a Ischia sono stati sperimentati moduli di ancoraggio alternativi, con particolare attenzione a quei dispositivi che possono consentire il ripristino della continuità del manto vegetale funzionando anche, eventualmente, da protezione di tracce e scavi in luogo di altre soluzioni più impattanti (es. accumuli di pietrame).

In particolare sono stati sperimentati i seguenti dispositivi:

- picchetti metallici sistemati sia su sabbia sia su matite morta (foto 2.4.1);
- rete metallica fissata sul fondo sabbioso per mezzo di picchetti in alluminio (foto 2.4.2);
- croci in cemento (foto 2.4.3);
- croci in cemento e legno (foto 2.4.4).



Foto 2.4.1.: picchetto metallici

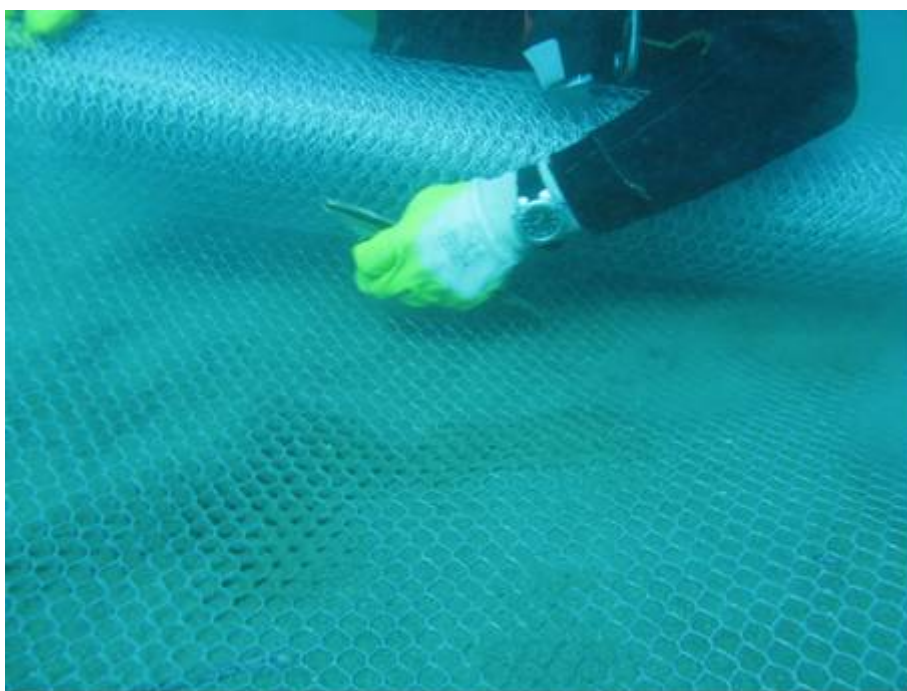


Foto 2.4.2.: rete metallica

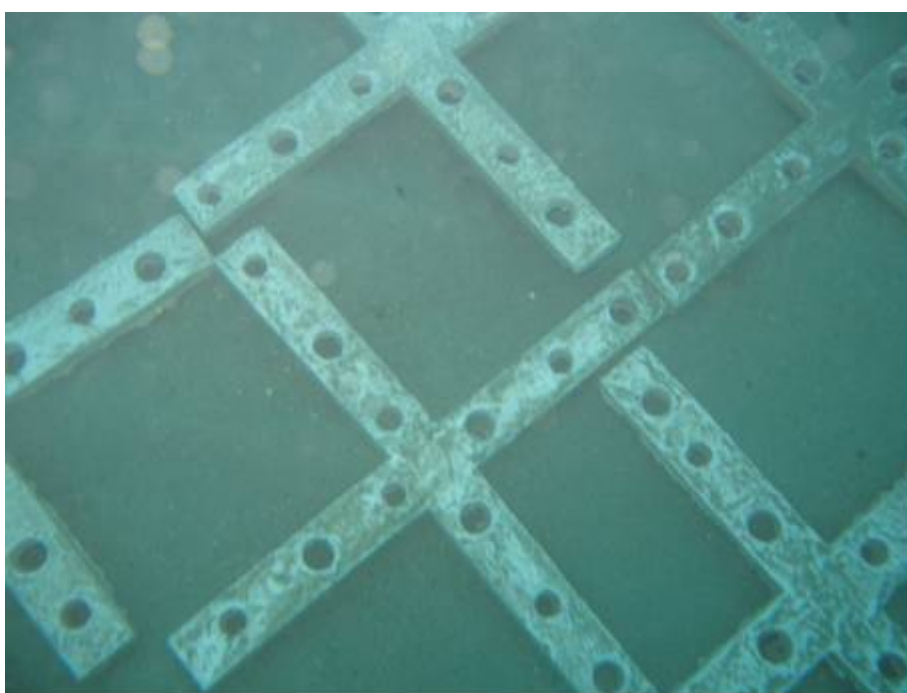


Foto 2.4.3.: croci in cemento

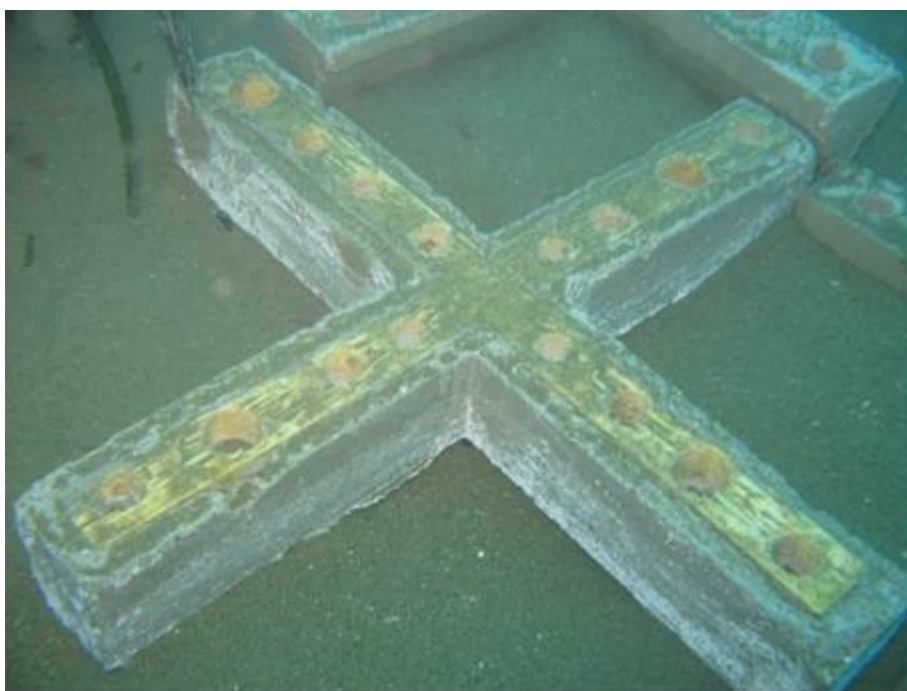


Foto 2.4.4.: croci in cemento e legno

Anche per queste tipologie sperimentali di moduli alternativi si è provveduto alla messa a dimora delle talee di *Posidonia*.

Nella tabella 2.4.1 sono riportate, per ciascuna area di reimpianto di Ischia, l'identificativo della radura, il numero di talee impiantate nei moduli sperimentali e la superficie totale occupata.

ID	N° talee picchetti su sabbia	N° talee picchetti su matte	N° talee rete metallica	N° talee croci in cemento	N° talee croci in cemento + legno
R3	100	40	480	720	320
R6	100	40	480	560	320

Tabella 2.4.1.

2.4.1. Picchetti metallici

I picchetti metallici sono stati sistemati sia su substrato sabbioso sia su matte. Le talee sono state fissate ai supporti direttamente durante la fase di preparazione a terra, utilizzando quale metodo di ancoraggio della talea al picchetto un elastico in gomma (foto 2.4.1.1).

I picchetti sono stati poi fissati in immersione sia su substrato sabbioso (foto 2.4.1.2) sia su matte morta (foto 2.4.1.3.).



Foto 2.4.1.1.



Foto 2.4.1.2.



Foto 2.4.1.3.

2.4.2. Croci

Per questo tipo di supporto di ancoraggio sono state previste due diverse tipologie di strutture, in cemento ed in cemento e legno. Ciascuna tipologia era stata realizzata con due tipi di fori, uno cavo e l'altro non cavo. Ciò allo scopo di verificare quale fosse il sistema più idoneo alla crescita ed allo sviluppo delle talee impiantate.

Le talee sono state disposte all'interno dei fori predisposti (foto 2.4.2.1-2); tali fori erano di diametro differente (da 1,5 a 2,5 cm) e ciò ha permesso di utilizzare talee con rizoma di diverso spessore.



Foto 2.4.2.1.



Foto 2.4.2.2.

2.4.3. Rete metallica

La rete metallica aveva dimensioni di 15 metri di lunghezza e 1 metro di larghezza. E' stata posizionata su di un fondale sabbiosa e fissata al substrato con picchetti metallici.

Per quanto riguarda la tecnica di messa a dimora delle talee, questa è molto simile a quella descritta per i moduli in cemento tradizionali: la talea viene infilata all'interno della maglia della rete avendo cura di stringerla leggermente in modo da assicurare che il rizoma rimanga fissato alla rete (foto 2.4.3.1). Anche la disposizione delle singole talee segue lo schema applicato ai moduli in cemento e cioè 32 talee/m².



Foto 2.4.3.1.

2.5. Prove di espianto sperimentali

2.5.1. Pianificazione dell'esperimento

Obbiettivo di un intervento di riforestazione non è quello di ricoprire una superficie vuota per intero, ma creare delle formazioni capaci di espandersi (Augier et al., 1996).

La difficoltà maggiore in tali esperienze è rappresentata dal reperimento di talee (a meno che la realizzazione di un'opera non comporti la parziale distruzione di una prateria come nel caso di Civitavecchia o Ischia).

Una delle domande che ci siamo posti è stata quella di capire se il diradamento di una prateria in buono stato, allo scopo di un eventuale trapianto in un'altra zona, possa arrecare danni alla stessa o, invece, favorirne addirittura l'espansione.

A tale scopo nel 2007 sono state condotte delle prove iniziali di espianto su un numero ridotto di campioni nei siti di Santa Marinella e di Pioppi (Salerno), allo scopo di testare la risposta della prateria ad un eventuale espianto mirato.

Essendo stati incoraggianti i risultati ottenuti si è avviato un esperimento nel 2009 su più larga scala sulla prateria di *Posidonia oceanica* di P.ta San Pietro a Ischia

Come suggerito dal Report Tecnico del 2008 "Management of Natura 2000 habitats *Posidonia beds (Posidonion oceanicae) 1120", è stato innanzitutto effettuato uno studio preliminare sulla prateria selezionata come potenziale donatrice, in modo da verificarne le condizioni (prateria continua) ed il relativo stato di salute.

Per il prelievo dei ciuffi abbiamo seguito la regola generale secondo la quale devono essere prelevati non più dell'1% della densità (Diaz-Almela Duarte, 2008), in quanto questo è il livello massimo in cui la perdita può essere compensata dalla crescita naturale annuale in praterie sane. I fasci, inoltre, sono stati raccolti in modo sparso per evitare locali riduzioni della densità e per prevenire apertura di fronti di erosione (Diaz-Almela Duarte, 2008).

2.5.2. Metodologia e monitoraggio

Sono stati preparati con apposita cima 60 quadrati di dimensioni 20x20 cm, con all'estremità 4 picchetti metallici idonei ad essere conficcati nel sedimento o nella matte (Foto 2.5.2.1).



Foto 2.5.2.1.

Tutte le operazioni sono state svolte in immersione con autorespiratore ad aria in un tratto di prateria posto ad una profondità di 9 metri.

Sono stati circoscritti, con i quadrati precedentemente preparati, 60 aree di dimensioni 20x20 cm (foto 2.5.2.2); ciascun punto di osservazione è stato identificato da un pedagno con galleggiante rosso posto a circa 2 metri dal fondo e una lettera identificativa (foto 2.5.2.3).



Foto 2.5.2.2.



foto 2.5.2.3.

In 30 quadrati sono state effettuate unicamente conte di densità allo scopo di avere dei bianchi di riferimento, mentre nei restanti 30 sono stati effettuati i prelievi pari a un ciuffo per quadrato, asportati per mezzo di una

cesoia. Il rizoma reciso è stato appositamente segnalato, con una fascetta bianca, per controllarne l'eventuale ricrescita. (Foto 2.5.2.4)



foto 2.5.2.4.

A partire dal mese di settembre 2009 è stato eseguito un monitoraggio semestrale, effettuando le conte di densità sia nei bianchi di riferimento sia nei quadrati dove è stato effettuato il prelievo, controllando in ognuno di essi il destino del rizoma reciso.

3. RISULTATI

3.1. Controllo della mortalità delle talee a Santa Marinella

Le misure della sopravvivenza delle talee negli 800 moduli campione, nel corso delle venti campagne trimestrali condotte nei cinque anni di Monitoraggio, hanno fornito risultati abbastanza positivi: la percentuale media di sopravvivenza finale delle talee impiantate rilevata nelle 40 aree campione è risultata pari al 91%, con un picco massimo del 104,6% registrato nel mese di settembre 2008 e un valore minimo pari al 60,6% evidenziato nel mese di marzo 2006 (fig. 3.1.1).

Tutti i controlli sulla mortalità hanno, comunque, dato sempre valori ben al di sopra del 50%, soglia minima prevista della mortalità fisiologica delle talee impiantate.

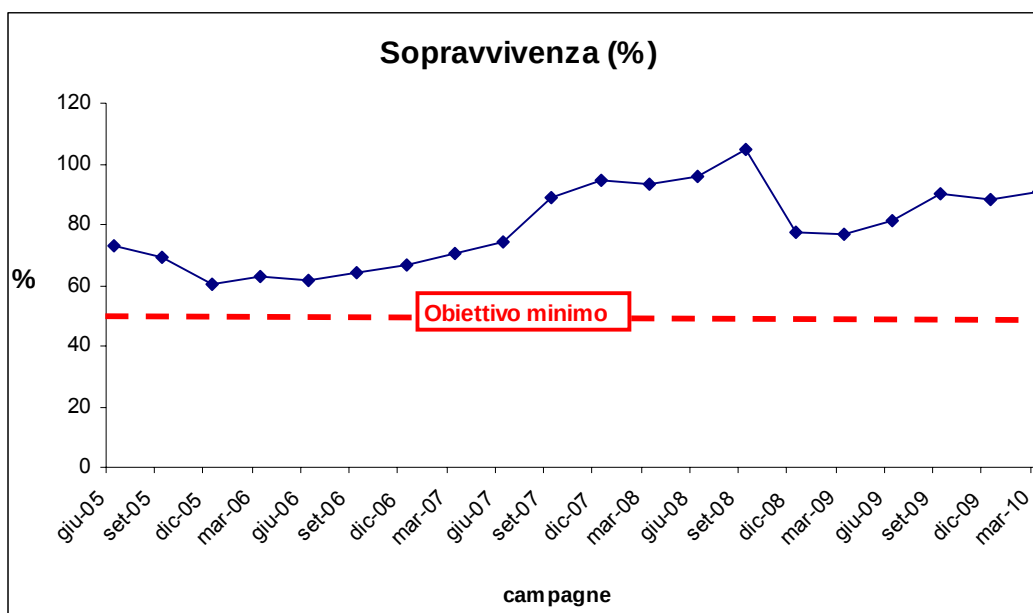


Figura 3.1.1.

Come si evince dalla figura 3.1.1, nel corso del primo anno dal termine delle attività di messa a dimora delle talee sono state registrate le percentuali di sopravvivenza più basse.

Ciò è da mettere in relazione, da un lato, ad un calo “fisiologico” legato al gran numero di talee impiantate (oltre 300.000) ed alla loro diversa capacità di attecchimento, dall’altro, all’impatto sulle aree trapiantate delle

eccezionali mareggiate verificatesi ancor prima del completamento dei lavori di trapianto ed ancora nel corso dell'anno successivo.

Nelle figure 3.1.2-3 vengono riportati alcuni esempi delle condizioni meteo-marine dell'area di Santa Marinella: i grafici ricavati dal Servizio Mareografico – Rete Ondametrica Nazionale sullo stato del mare nella stazione di rilevamento ubicata a Capo Linaro, si riferiscono all'altezza delle onde registrata nei mesi di dicembre 2005 e gennaio 2006 e che, come si può osservare, risultava spesso particolarmente elevata.

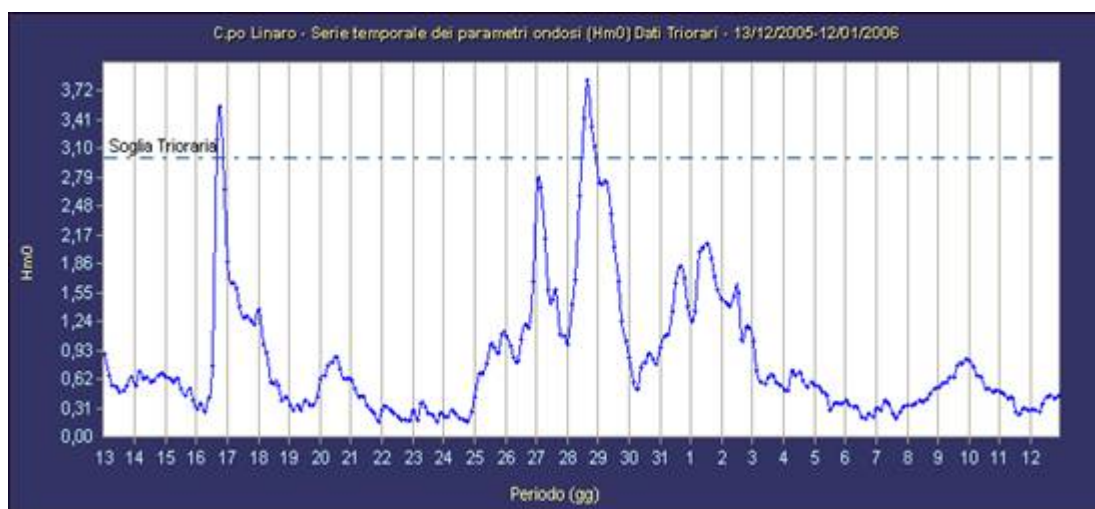


Figura 3.1.2.

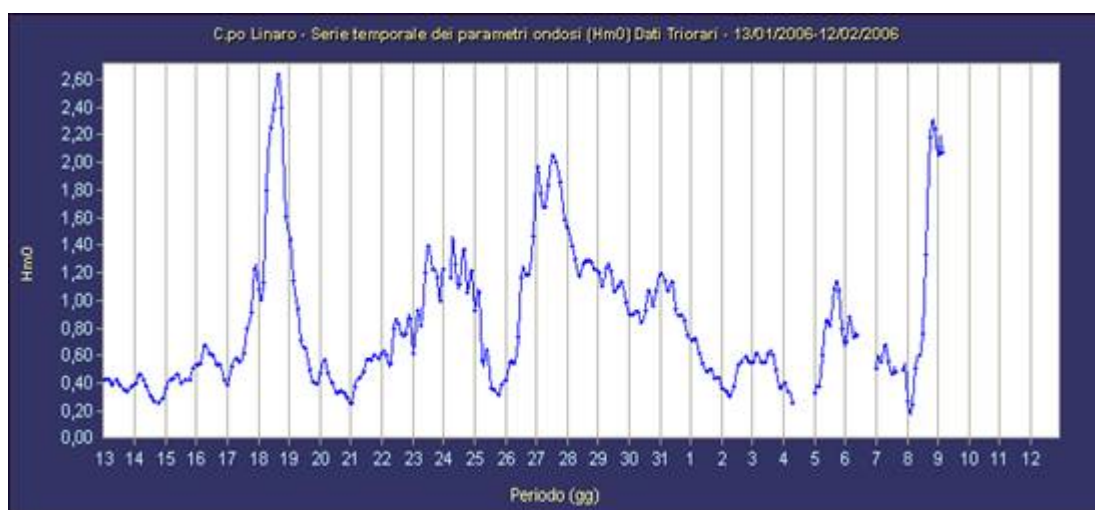


Figura 3.1.3.

La particolare natura dell'area interessata e gli apporti terrigeni occasionali, ma particolarmente intensi, hanno, inoltre, amplificato l'effetto

di tali eventi meteomarinari, che possono considerarsi, senza dubbio, la causa principale della mortalità iniziale.

Va comunque sottolineato il fatto che al termine del primo anno di monitoraggio (marzo 2006) in molte aree le densità erano tornate vicine a quelle di partenza grazie alla attiva divisione delle talee trapiantate. Infatti, in 21 siti su 40 la sopravvivenza al marzo 2006 era in aumento rispetto ai mesi precedenti, con massimi anche oltre il 100% (fig. 3.1.4).

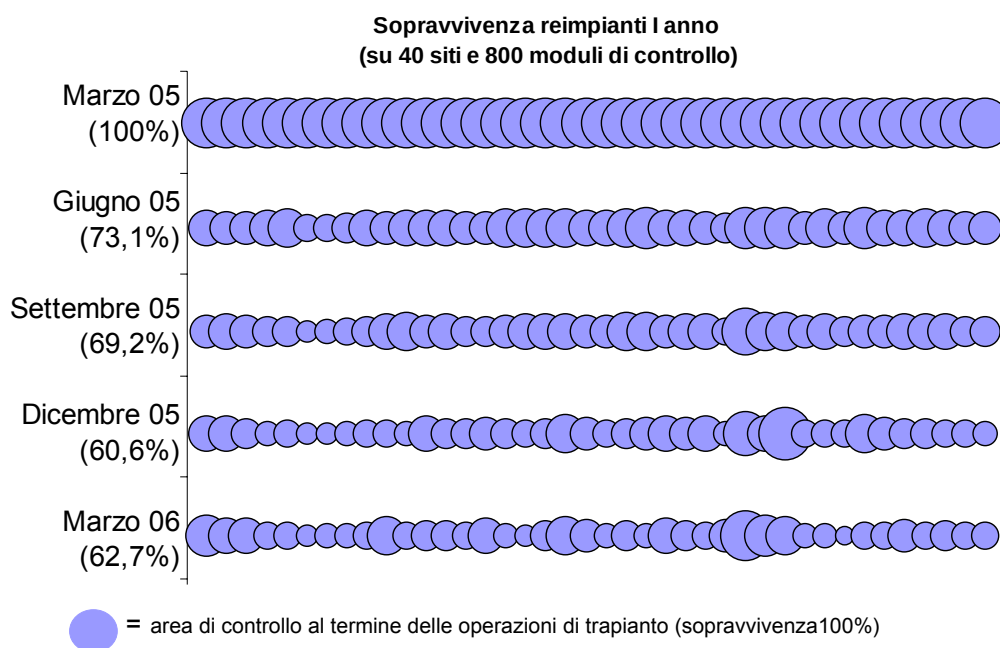


Figura 3.1.4.

Le aree di controllo che al termine del primo anno di Monitoraggio presentavano le percentuali medie di sopravvivenza più elevate erano collocate all'interno delle radure 13 e 59. In particolare, questi siti erano quelli all'interno dei quali sono state osservate le prime ramificazioni delle talee che hanno consentito la nascita di nuovi ciuffi fogliari. Come si evidenzia, infatti, nella figura 3.1.5 nel corso del primo anno il numero di talee si era ridotto sensibilmente, passando da 6400 unità al termine delle operazioni di messa a dimora delle talee (marzo 2005) a poco più di 4000 dopo un anno (marzo 2006)

Nel corso del secondo anno di monitoraggio, invece, si inizia ad osservare un incremento regolare della percentuale di sopravvivenza (fig.

3.1.1) grazie al continuo aumento del numero di talee in divisione che si evidenzia con il passare del tempo, con frequenti casi di rizomi con quattro, cinque o addirittura sei ciuffi (foto 3.1.1).



Foto 3.1.1.

La sopravvivenza media delle talee impiantate è sempre rimasta al di sopra dell'obiettivo di qualità del 50%, pari ad un totale di 3200 talee negli 800 moduli distribuiti nelle 40 stazioni di monitoraggio: dopo il primo anno, in cui un calo della sopravvivenza era ampiamente previsto, il numero di fasci vitali è andato aumentando costantemente. Come si può notare nella figura 3.1.5, dopo aver raggiunto un minimo di poco meno di 4000 fasci sopravvissuti su 6400 trapiantati (in particolare, 3929, pari al 61.4%), il numero di fasci presenti nei moduli di monitoraggio nel corso del secondo anno è costantemente aumentato, con una progressione di circa 200 fasci (circa il 3%) ogni trimestre, fino a superare le 4500 unità (70.4%) nel marzo del 2007, al termine del secondo anno.

Ovviamente la situazione non è spazialmente omogenea, poiché ad aree in cui è stato addirittura superato il numero dei fasci trapiantati hanno

fatto riscontro aree in cui la sopravvivenza è scesa anche al di sotto del 50%.

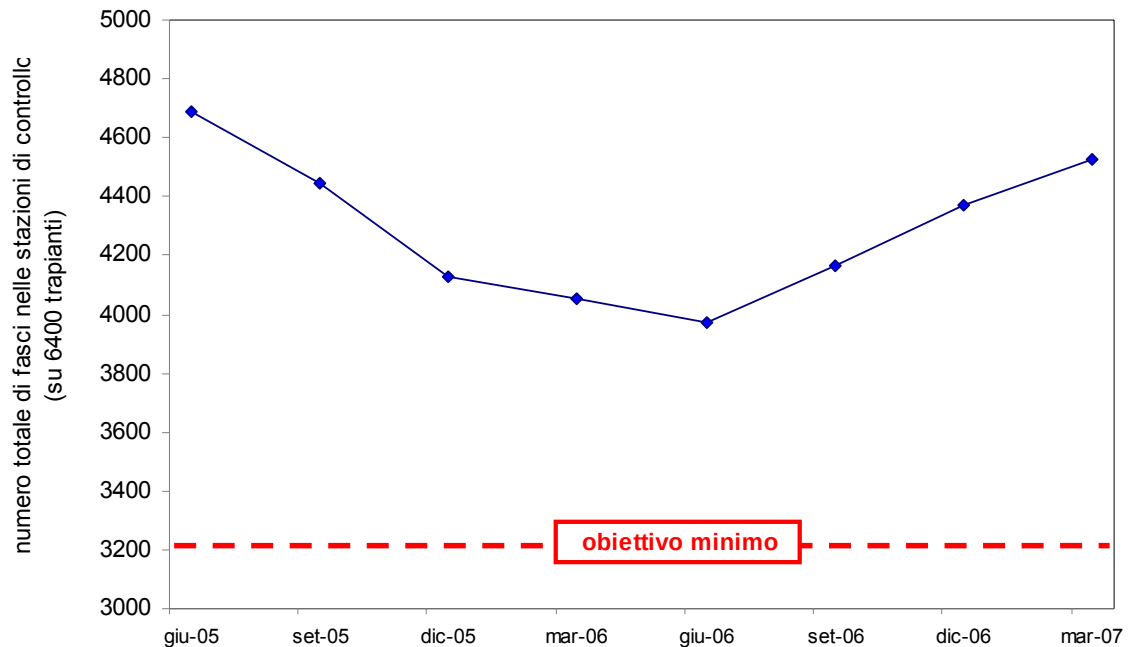


Figura 3.1.5.

Fra la fine del primo e la fine del secondo anno successivo alle operazioni di trapianto è stato registrato un notevole incremento del numero di fasci, che ha superato il 70% di quelli originariamente presenti, con una crescita del 10% circa.

Questo valore è molto più rilevante di quanto non traspaia immediatamente, perché è stato ottenuto nonostante in alcune aree la mortalità sia stata particolarmente elevata. Dunque, esso è dovuto soprattutto al consolidamento ormai definitivo di nuclei di ricolonizzazione particolarmente attivi in cui, a fronte delle otto talee trapiantate due anni addietro, erano presenti al marzo 2007 fino a 24 fasci per modulo di ancoraggio.

Anche il numero di siti di controllo all'interno dei quali le densità erano in costante aumento rispetto al primo anno, è continuato a crescere (fig. 3.1.6). In particolare, in 7 aree le percentuali di sopravvivenza erano superiori al 100% e tale situazione era particolarmente evidente nelle

radure 13 e 59 che, al marzo 2007, presentavano i più alti tassi di sopravvivenza media (104,2% e 137,5% rispettivamente). La radura 59 è la prima in cui sono state ultimate le operazioni di trapianto delle talee di *Posidonia* (settembre 2004) e appare evidente come in questa radura, a distanza di oltre due anni e mezzo dal termine delle operazioni trapianto, l'esito dell'esperimento di riforestazione abbia dato risultati più che soddisfacenti

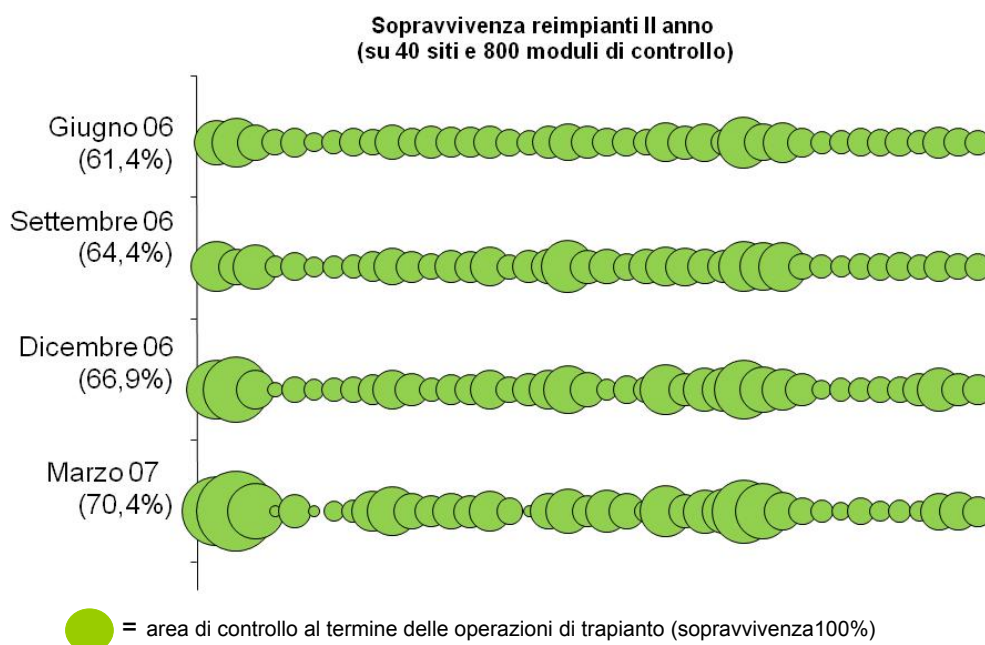


Figura 3.1.6.

La percentuale media generale di sopravvivenza delle talee trapiantate al termine del III anno delle attività di Monitoraggio risultava pari al 93,5%, con un aumento medio del 23,1% (fig. 3.1.1) rispetto al dato evidenziato un anno prima (marzo 2007).

Nel corso del terzo anno, infatti, si è osservato un trend positivo con un aumento dei valori di sopravvivenza particolarmente più marcato rispetto a quanto già evidenziato al termine del I e del II anno di attività di Monitoraggio: in ben 11 radure su 13 si è osservato un costante e regolare incremento delle percentuali di sopravvivenza che, nel giro di dodici mesi,

hanno fatto registrare aumenti con punte massime fino a quasi il 60% (radura 66).

La sopravvivenza delle talee impiantate si è mantenuta, anche al termine del terzo anno, ben al di sopra dell'obiettivo di qualità previsto, ovvero del 50%, pari ad un totale di 3200 talee negli 800 moduli distribuiti nelle 40 stazioni di monitoraggio. Scorporando i dati relativi alle diverse aree di reimpianto, questo obiettivo non è stato raggiunto in sole 3 radure su 13, mentre in ben 6 casi su 13 la sopravvivenza ha superato il 100%, con un massimo del 180% nella radura 59.

In ben 32 siti di controllo su 40, inoltre, la sopravvivenza al marzo 2008 era in aumento rispetto ai mesi precedenti, con massimi anche oltre il 200% come registrato nelle radure 59 e 66 (fig. 3.1.7).

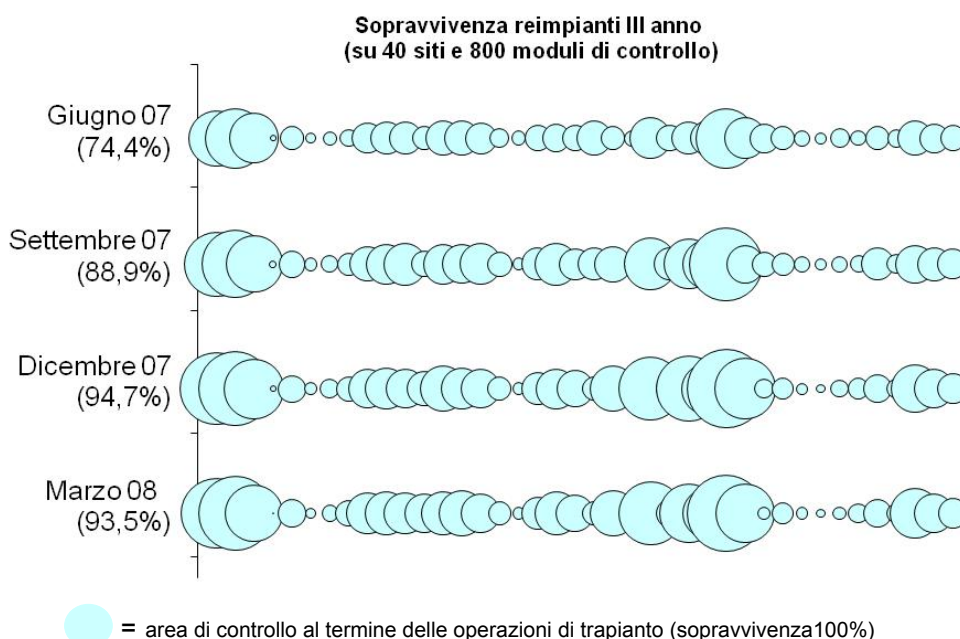


Figura 3.1.7.

Altro dato particolarmente positivo era che nel 50% delle 40 aree di controllo al termine del terzo anno di monitoraggio, il numero di fasci fogliari presenti era maggiore di quello iniziale (160 talee per ciascun sito di controllo) e ciò grazie al crescente numero di nuovi ciuffi che si erano originati grazie alle divisioni del rizoma delle talee originali.

Il numero di fasci presenti nei moduli di monitoraggio nel corso del terzo anno era aumentato notevolmente (fig. 3.1.8) rispetto ai mesi precedenti, con una progressione di oltre 350 fasci (circa il 7,5%) ogni trimestre, con un picco di 6058 unità nel dicembre 2007, per poi attestarsi nel mese di marzo 2008 al termine del terzo anno, poco al di sotto dei 6000 fasci.

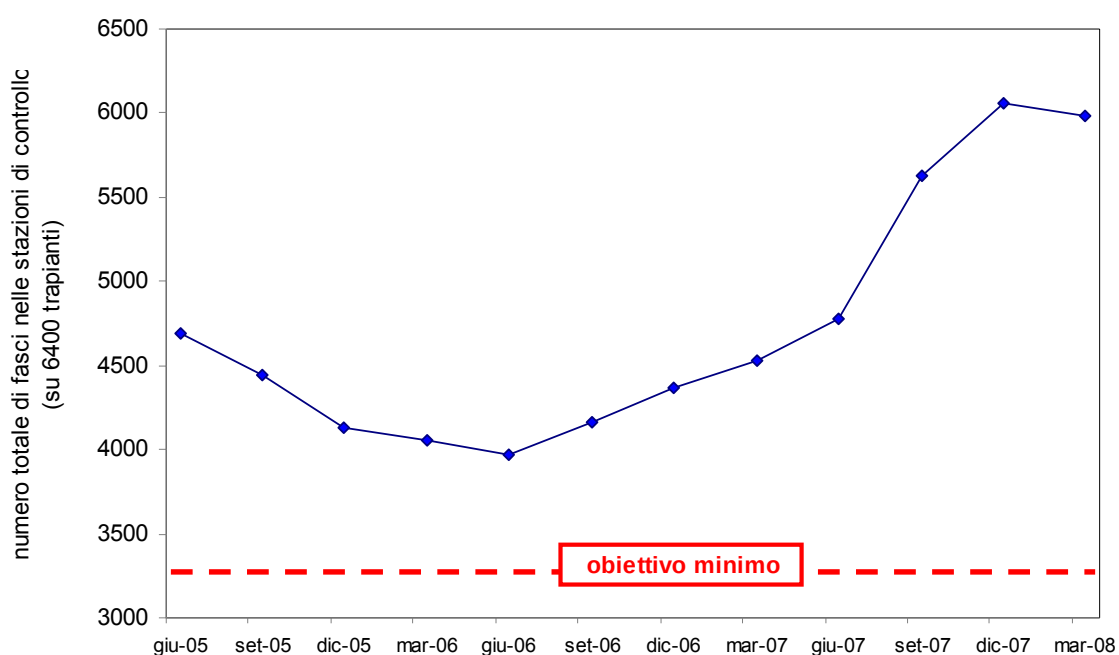


Figura 3.1.8.

Le campagne di Monitoraggio effettuate nel corso del IV anno, come si osserva dalla figura 3.1.1, hanno confermato, fino a quelle di giugno e settembre 2008, il trend positivo già evidenziato nel corso dei primi tre anni di attività di Monitoraggio, con un tasso medio di sopravvivenza che ha raggiunto il picco massimo nel mese di settembre 2008 con un valore pari al 104,6%.

Nel corso dell'inverno 2008-2009 si sono, però, verificati eventi meteo-marini di natura eccezionale, che hanno comportato estesi danni, tanto alla prateria di *Posidonia oceanica* naturale, quanto – inevitabilmente – ai trapianti.

In particolare, alcuni siti di controllo della mortalità sono andati interamente distrutti, mentre nella maggior parte delle aree si è osservato una drastica riduzione delle percentuali di sopravvivenza. Ciò a causa della estrema violenza delle mareggiate registrate soprattutto nella seconda metà del mese di gennaio 2009 che hanno provocato la rimozione, la distruzione e/o l'insabbiamento delle cornici utilizzate quali supporto per il trapianto (foto 3.1.2) o il distacco della rete metallica impiegata per trattenere le talee, con la conseguente perdita totale o parziale dei ciuffi fogliari.



Foto 3.1.2.

Anche in alcune zone della prateria naturale sono state riscontrate aree nelle quali la forza delle intense mareggiate ha asportato rizomi e fasci fogliari, lasciando interi tratti di prateria completamente denudati (foto 3.1.3-4).



Foto 3.1.3.: stazione M14



Foto 3.1.4.: stazione M4

In particolare, va sottolineato il fatto che, a fronte di una riduzione media del 25% circa della sopravvivenza delle talee trapiantate causata dalle intense mareggiate, il diradamento della prateria naturale ha raggiunto e superato il 50%.

La situazione sembra essersi consolidata fra dicembre 2008 e marzo 2009, poiché non ci sono state evidenze di un'ulteriore riduzione delle sopravvivenze. A proposito di queste ultime, va detto che esse si sono attestate al marzo 2009 al 77,8%, cioè ben oltre l'obiettivo di qualità fissato al 50%.

Come si osserva dalla figura 3.1.8, in tutti e 40 i siti di controllo ad un aumento registrato nei mesi di giugno e settembre 2008, fa riscontro una drastica riduzione dei tassi medi sopravvivenza nel mese di dicembre 2008 a causa dei già citati eventi meteo-marini, che in alcune aree (7 su 40) avevano compromesso definitivamente o quasi l'integrità dell'area di controllo.

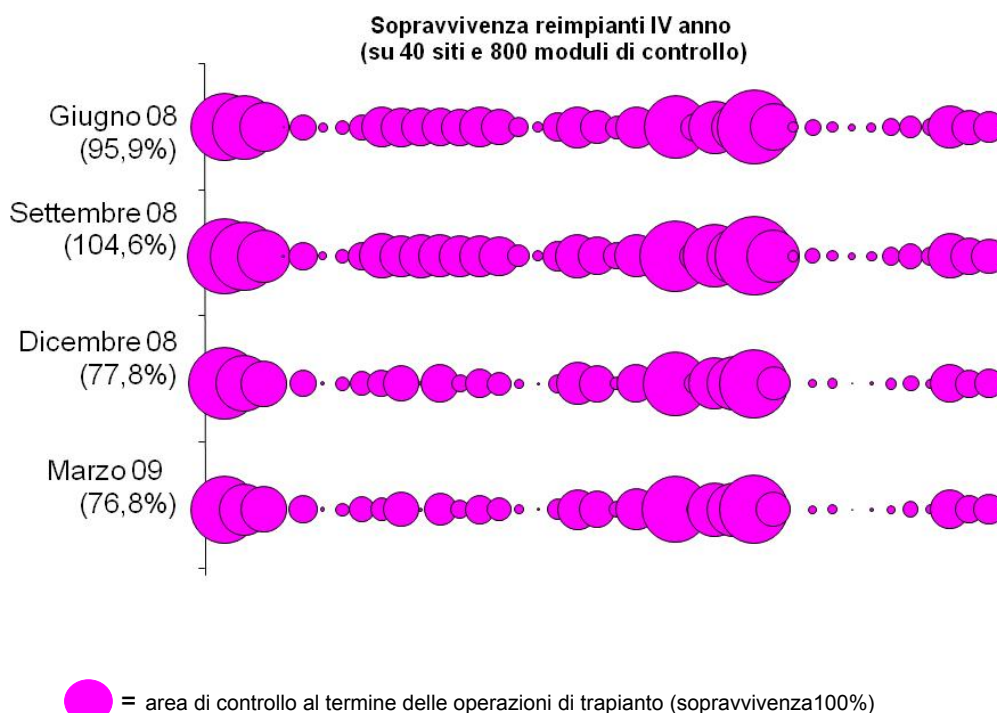


Figura 3.1.8.

Anche il numero dei fasci ha subito, di conseguenza, una forte riduzione (fig. 3.1.9) pari a circa il 17% in un anno, passando dai quasi 6000 fasci evidenziati nel marzo 2008 ai 4912 ciuffi del marzo 2009. Il danno risulta ancora più evidente se si considera che nel mese di

settembre 2008 era stato raggiunto il picco massimo con quasi 6700 fasci fogliari, con un incremento di quasi il 12% in appena sei mesi.

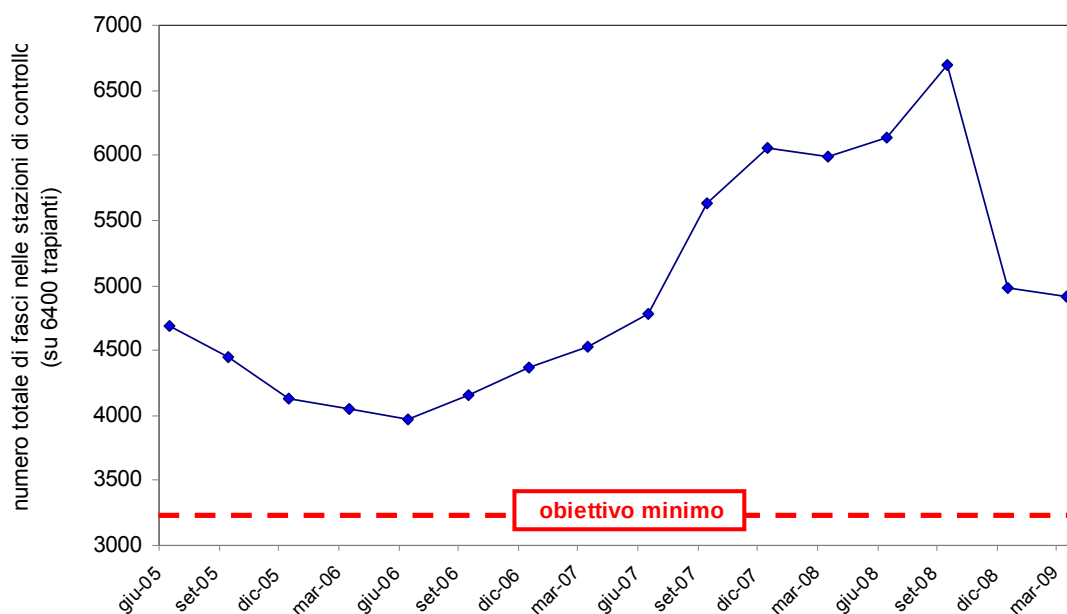


Figura 3.1.9.

Nel corso del quinto anno di Monitoraggio, già a partire dal mese di giugno 2009, le misure della sopravvivenza delle talee negli 800 moduli campione hanno fatto registrare un aumento della percentuale media generale di quasi il 5% rispetto al mese di marzo (fig. 3.1.1), a conferma che, dopo le violente mareggiate verificatesi nei mesi di dicembre 2008 e gennaio 2009, che avevano provocato ingenti danni sia nelle 13 radure sia nella prateria naturale, con una drastica riduzione della sopravvivenza, l'andamento generale del trapianto ha ripreso un trend positivo.

Anche nel corso dei mesi successivi si è osservato un graduale ma continuo innalzamento dei valori medi di sopravvivenza attestandosi nel marzo 2010 al 91% e ciò grazie a quei nuclei di ricolonizzazione che, a distanza di 5 anni dal termine della messa a dimora delle talee, sono da considerarsi stabili e definitivi.

Tale situazione non è, ovviamente, riscontrabile in tutte le radure: in alcune di queste, dove lo stato dell'impianto non era particolarmente rigoglioso (radure 37, 53, 67, 69), le violente mareggiate registrate

nell'inverno 2008-09 hanno ulteriormente contribuito a peggiorare l'integrità delle radure.

Ciò si evidenzia ancora meglio dalla figura 3.1.10, dalla quale è possibile rilevare come nei 40 siti di controllo, ad un aumento registrato in 23 aree rispetto al mese di marzo 2009, fa riscontro una diminuzione dei tassi medi sopravvivenza in 17 siti. Tra questi ultimi in ben 14 la sopravvivenza è al di sotto della soglia minima del 50%, con alcune aree (7) nelle quali la situazione è del tutto o quasi definitivamente compromessa.

La sopravvivenza media delle talee impiantate è comunque sempre rimasta al di sopra dell'obiettivo di qualità del 50%, pari ad un totale di 3200 talee negli 800 moduli distribuiti nelle 40 stazioni di monitoraggio, con un incremento in un anno del numero dei fasci fogliari pari a quasi il 20% rispetto al mese di marzo 2009 (fig. 3.1.11).

Al termine dei cinque anni di monitoraggio previsti, il numero di ciuffi fogliari finale è quasi ritornato ai valori iniziali (6400): infatti, dopo aver raggiunto un minimo di poco meno di 4000 fasci sopravvissuti (3929, pari al 61,4%), il numero di fasci presenti nei moduli di monitoraggio è costantemente aumentato fino al mese di settembre 2008 (6696, pari al 104,6%), per poi registrare un vistoso calo tra i mesi di dicembre 2008 e di marzo 2009 (4912, pari al 76,8%) a causa delle violente mareggiate invernali; nell'ultimo anno, invece, si è osservato un graduale e costante aumento del numero di fasci (5827, pari 91%) con una progressione di circa 1000 fasci in un anno.

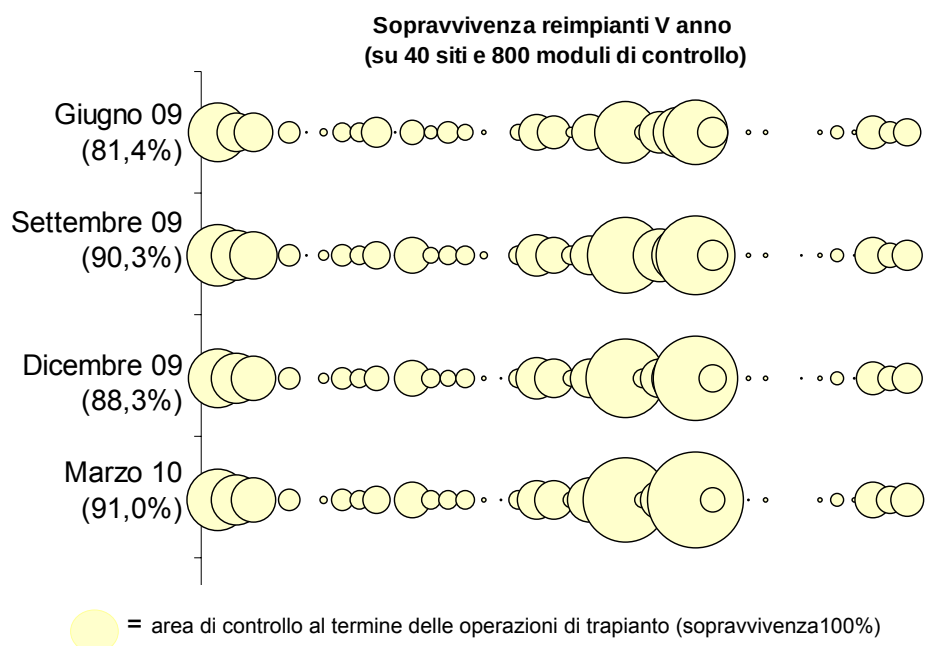


Figura 3.1.10.

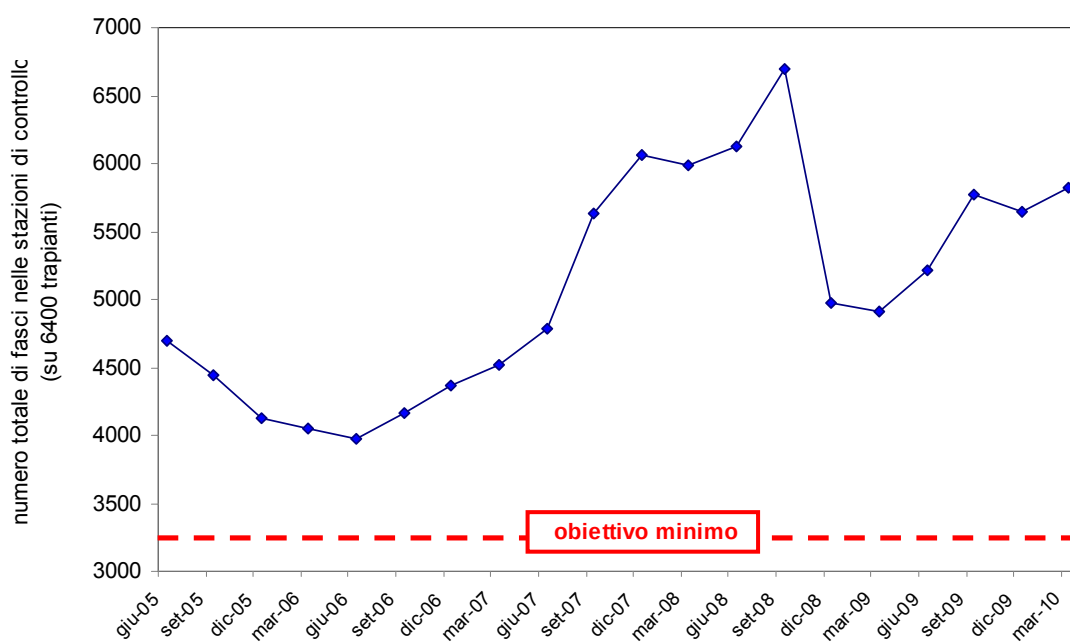


Figura 3.1.11.

Altro aspetto rilevante nell'esame dei risultati rilevati nel corso dei cinque anni di Monitoraggio a Santa Marinella è senza dubbio il diverso

tasso di sopravvivenza osservato alle diverse profondità a cui sono poste le 13 radure di impianto.

In particolare, come si evidenzia dalla figura 3.1.12, nel corso del primo anno di Monitoraggio si osserva un andamento dei valori di sopravvivenza abbastanza uniforme, contraddistinto da una riduzione dei valori in tutte e 13 le radure di impianto. Ciò a conferma di quanto detto precedentemente riguardo al “calo fisiologico” legato alle diverse capacità di attecchimento delle singole talee, che si manifesta in maniera uniforme alle diverse profondità.

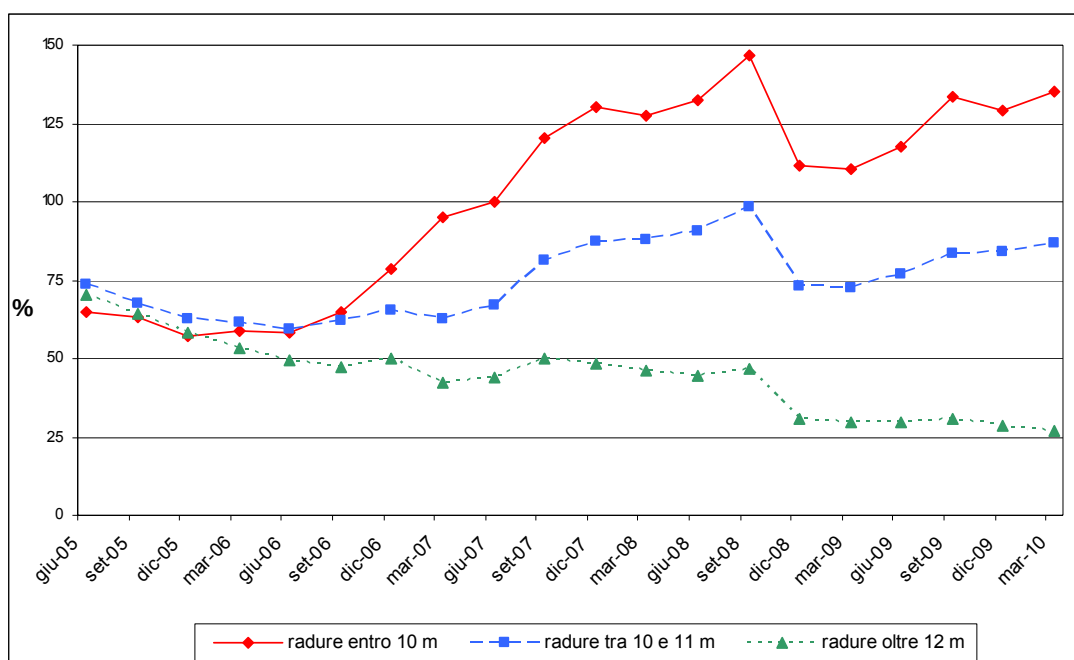


Figura 3.1.12.

Già a partire, però, dal secondo anno dal termine della messa a dimora delle talee, è possibile rilevare come la situazione cambi radicalmente.

Nelle radure (3, 6, 13, 59 e 66) poste ad una profondità compresa tra 7,5 e 9 metri, si riscontra un più marcato e continuo incremento del tasso di sopravvivenza che nei successivi mesi e fino al settembre 2008 (picco massimo pari al 146,6%), ha fatto registrare un aumento pari all'88% rispetto ai valori minimi registrati nel giugno 2006 (58,4%). La percentuale

media di sopravvivenza al termine dei cinque anni di Monitoraggio in queste radure è pari al 135%.

Nelle radure (4, 5, 53 e 70) collocate ad una profondità intorno ai 10 metri, si è osservato un andamento in linea con quanto riscontrato nelle aree più superficiali, anche se i tassi di sopravvivenza sono più contenuti pur aumentando in maniera regolare e continua. Anche in queste radure a partire dal secondo anno di monitoraggio (giugno 2006) e fino al mese di settembre 2008, si osserva un cospicuo incremento dei valori medi di sopravvivenza con un aumento pari al 38,8% e con un tasso, al termine dei cinque anni di monitoraggio, che si è attestato all'86,7%.

Nelle radure (33, 37, 67 e 69) situate ad una profondità superiore ai 12 metri si è rilevata una situazione completamente opposta rispetto al resto dei siti di controllo. In queste aree, infatti, come si evidenzia dalla figura 3.1.12, si registra nel corso dei cinque anni di Monitoraggio una graduale diminuzione del tasso di sopravvivenza che proprio nell'ultima campagna raggiunge i valori minimi (26,9%), con una riduzione rispetto al dato rilevato nella prima campagna di monitoraggio (giugno 2005) pari al 43,6%. In tali radure, quindi, sembra trovare conferma che le condizioni al contorno hanno svolto un ruolo determinante nella sopravvivenza delle talee trapiantate, ancor di più rispetto agli eventi meteo-marini che, invece, hanno maggiormente influenzato la sopravvivenza delle talee nelle radure più superficiali. La particolare natura dell'area e i continui apporti terrigeni hanno contribuito, da una parte, a ridurre fortemente la trasparenza delle acque con riduzione della quantità di luce che raggiunge gli strati più profondi della colonna d'acqua, dall'altra, a determinare un accumulo sul fondo di particolato fine al di sotto dei 10 metri di profondità che, nelle radure sabbiose poste al disotto di tale batimetria, non ha favorito l'attecchimento e la sopravvivenza della pianta.

3.2. Controllo della mortalità delle talee a Ischia

Le misure della mortalità delle talee nei 120 moduli campione hanno fornito risultati estremamente positivi nei primi diciotto mesi di Monitoraggio, con valori di sopravvivenza molto elevati (94,4%) già a partire dalla prima campagna di controllo della mortalità (fig. 3.2.1).

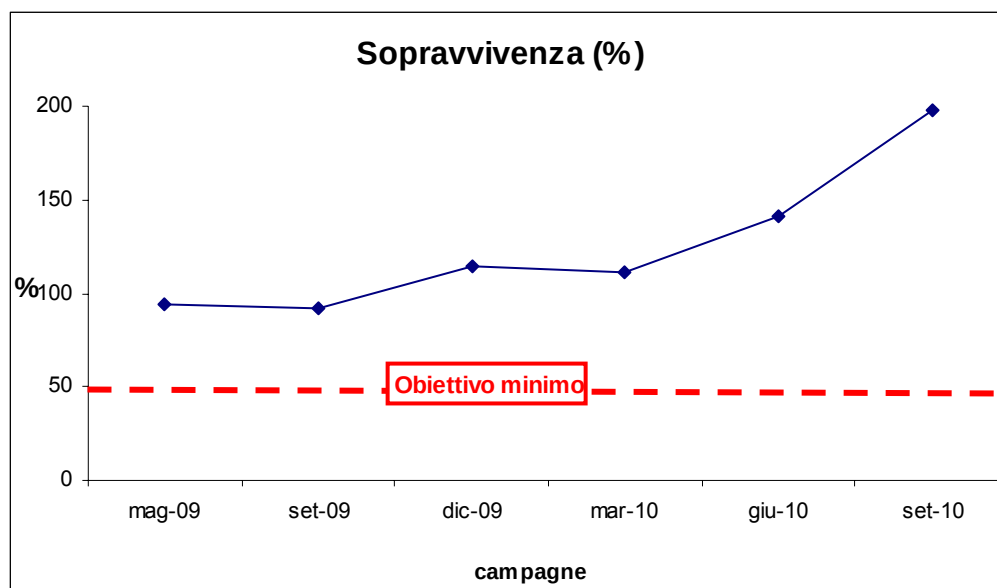


Figura 3.2.1.

I dati di sopravvivenza riscontrati nei 6 siti di controllo, mostrano come il periodo di adattamento delle talee trapiantate alla nuova condizione sia identificabile fino al mese di settembre 2009.

Infatti, il tasso medio di sopravvivenza, pur mantenendosi nel corso dei primi sei mesi sempre su valori superiori al 90%, ha fatto registrare nel mese di settembre 2009 una riduzione pari al 2,1% rispetto al dato rilevato nel corso della I campagna di monitoraggio (maggio 2009), ad eccezione della radura 3 dove invece è stato osservato un sensibile aumento.

A partire dal mese di settembre 2009 e nei successivi dodici mesi si osserva un consistente incremento dei valori di sopravvivenza, con un valore massimo raggiunto nel mese settembre 2010 prossimo al 200%.

In ciascuna delle 6 aree destinate al conteggio delle talee sopravvissute, già dopo soli nove mesi (dicembre 2009) dalla fine delle operazioni di messa a dimora delle talee (marzo 2009), sono stati superati valori di sopravvivenza del 100%, grazie all'aumento del numero di talee in divisione (foto 3.2.1).



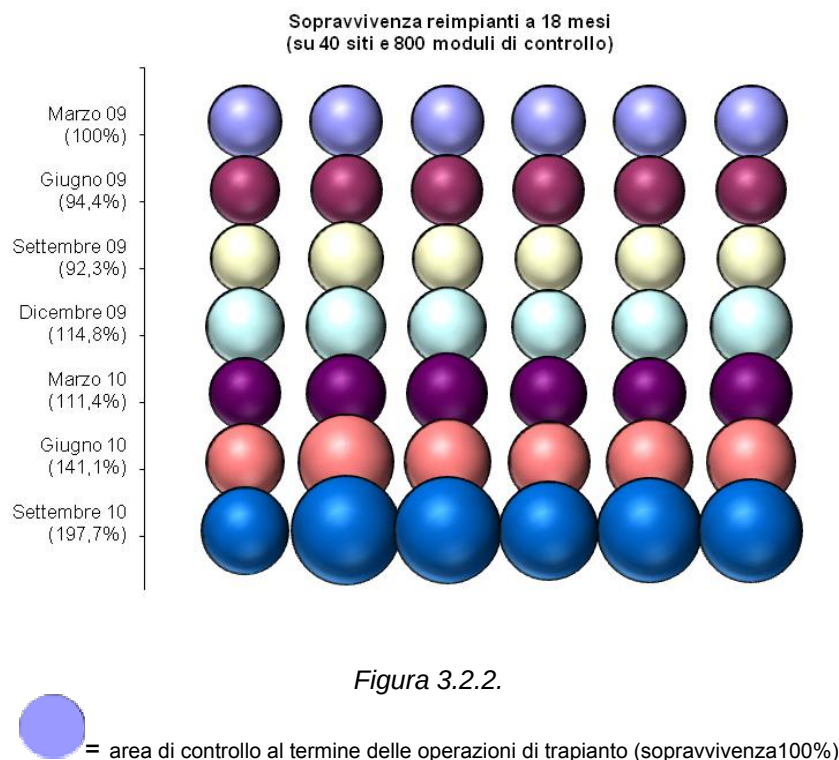
Foto 3.2.1.

Tra il mese di dicembre 2009 e il mese di marzo 2010 la percentuale media di sopravvivenza ha subito una lieve diminuzione (-3,4%) che non appare certamente connessa ad una regressione in fase di attecchimento delle talee, ma è legata alle intense mareggiate invernali che, in alcune aree delle radure, hanno sotterrato una limitata percentuale dei moduli di ancoraggio delle talee provocandone in parte il loro distacco e/o soffocamento. Questo evento è risultato più evidente nella radura R2 dove il tasso medio di sopravvivenza ha subito una riduzione di oltre il 20%.

A partire dal mese di marzo 2010 l'incremento dei tassi medi di sopravvivenza, invece, risulta molto più marcato con un valore pari al

141,1% nel mese di giugno 2010 e, addirittura, nel mese di settembre 2010 del 197,7%. In quest'ultimo caso in ben 5 delle 6 radure di impianto sono stati superati tassi medi di sopravvivenza del 200% (fig. 3.2.2).

Tale evento rappresenta senza dubbio un ottimo indicatore sul buono stato di salute dell'impianto e sul notevole grado di attecchimento delle talee trapiantate.



Tutti i controlli sulla mortalità hanno dato in ogni campagna sempre valori medi di gran lunga al di sopra del 50%, soglia minima prevista della mortalità fisiologica delle talee impiantate, pari ad un totale di 960 talee nei 120 moduli distribuiti nelle 6 stazioni di monitoraggio.

Al termine del primo anno, in cui alla luce dell'esperienza di Santa Marinella era atteso un calo della sopravvivenza, il numero di fasci vitali, invece, è andato aumentando costantemente a partire dal sesto mese dopo la messa a dimora delle talee.

Come si può notare nella figura 3.1.5, dopo aver raggiunto un minimo di 886 fasci sopravvissuti su 960 trapiantati (pari al 92,3%) nel mese di settembre 2009, il numero di fasci presenti nei moduli di monitoraggio a

partire dal mese di dicembre 2009 è costantemente aumentato, fino a raggiungere quasi le 1900 unità (197,7%) nel mese di settembre 2010.

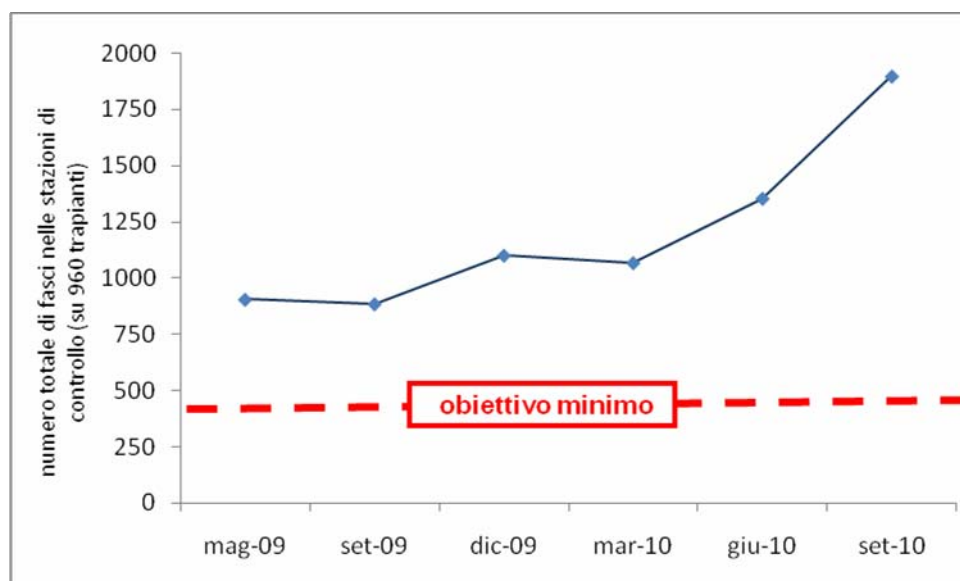


Figura 3.1.5.

A fronte di un dato così soddisfacente, supportato dal continuo aumento del numero di talee in divisione, c'è da sottolineare però che, in alcuni tratti di fondale delle aree destinate alla riforestazione, una certa quantità dei moduli di ancoraggio utilizzati per il trapianto delle talee, sono prive di ciuffi di *Posidonia* a causa del distacco della rete metallica impiegata per trattenere le talee che ha, di conseguenza, provocato la perdita parziale e, in alcuni casi totale, delle talee impiantate.

Quest'ultimo rilievo non costituisce un evento negativo per il successo delle operazioni di trapianto poiché, come già ipotizzato in fase di progettazione, l'usura ed il distacco della maggior parte delle reti sarebbe avvenuto all'incirca tra la fine del secondo e l'inizio del terzo anno dall'installazione dei moduli. Dopo tale periodo si ritiene, infatti, che le talee sopravvissute abbiano, nella maggior parte dei casi, sviluppato un solido apparato radicale che le tenga ben ancorate al fondo.

Di conseguenza, il deterioramento della rete delle cornici non solo non influenza negativamente la tenuta della pianta, ma agevola e facilita la

crescita e l'espansione orizzontale del rizoma stesso, consentendo alla pianta di occupare più rapidamente lo spazio circostante.

3.3. Altri supporti di ancoraggio

I rilevamenti eseguiti nei primi diciotto mesi di Monitoraggio sulle diverse tipologie di moduli sperimentali hanno evidenziato una maggiore sopravvivenza delle talee impiantate sia nelle croci cave in cemento ed in legno sia nei picchetti su matite

Per quanto riguarda il confronto dei tassi di sopravvivenza tra le strutture a croce poste nelle due radure (R3 e R6) di impianto, si è evidenziato come questi siano di gran lunga maggiori nella radura R3.

In particolare in questa radura, nelle croci cave in cemento (foto 3.3.1), la percentuale di sopravvivenza rilevata nel mese di settembre 2010 risulta estremamente elevata (122,2%), grazie al cospicuo numero di nuovi ciuffi fogliari che si sono originati dalle talee impiantate, mentre nelle strutture a croci cave in legno e cemento (foto 3.3.2), risulta più bassa (73,1%) ma comunque estremamente positiva.

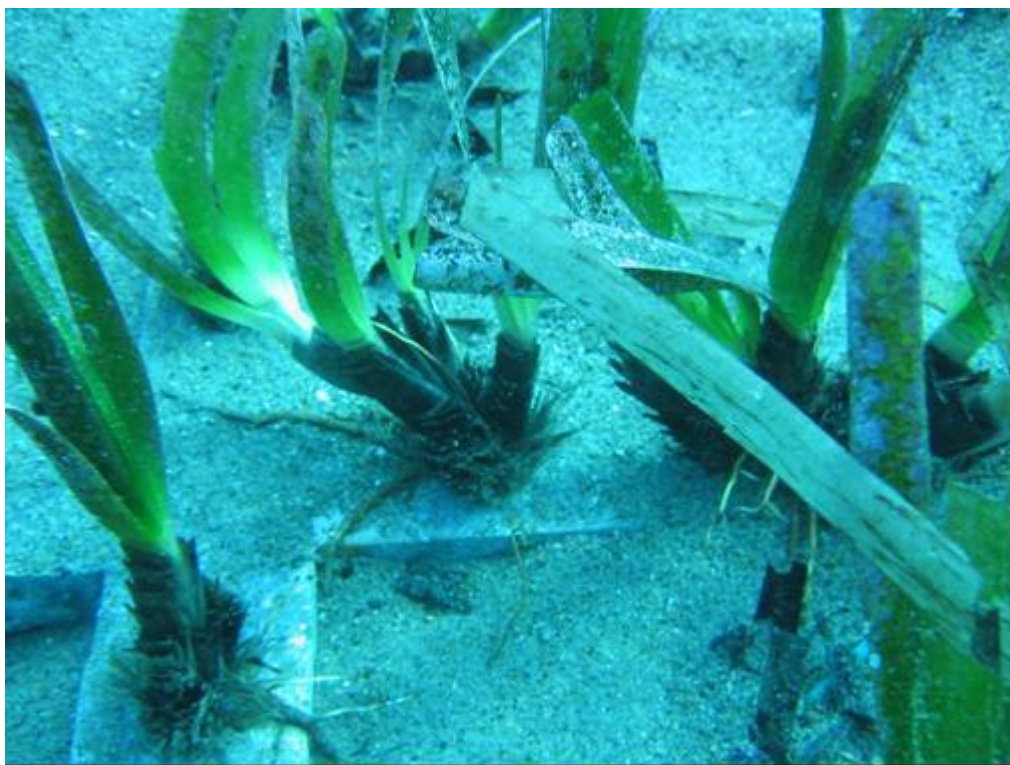


Foto 3.3.1. Radura R3: croci cave in cemento.



Foto 3.3.2. Radura R3: croci cave in cemento e legno.

Nella radura R6, invece, i valori di sopravvivenza riscontrati sia per le croci cave in cemento (34,2% - foto 3.3.3) sia per quelle cave in legno e cemento (8,3%) sono di gran lunga più bassi. La netta differenza che esiste tra le strutture a croce nelle due radure non è da ricercare nel diverso grado di attecchimento delle talee impiantate, ma dal fatto che nella radura R6, nell'area in cui sono state posizionate le strutture a croce, si è verificato un forte insabbiamento delle stesse con conseguente forte riduzione della sopravvivenza.

In entrambe le radure, invece, le strutture a croce non cave (sia in cemento sia in legno e cemento – foto 3.3.4) presentano una mortalità delle talee impiantate molto elevata (>90%) a causa, probabilmente, del poco spazio a disposizione del rizoma per poter rimanere ancorato alla struttura.



Foto 3.3.3. Radura R6: croci cave in cemento.



Foto 3.3.4. Radura R3: croce in cemento con foro pieno

Per quanto riguarda i picchetti metallici, quelli impiantati su matte mostrano in entrambe le radure di impianto un'ottima tenuta: nella radura R3 è stata rilevata una percentuale di sopravvivenza pari al 142,5%, mentre risulta ancora più elevata nella radura 6 (167,5%), grazie all'elevato numero di ramificazioni che si sono generate per singola talea (foto 3.3.5).



Foto 3.3.5. Radura R6: picchetto su matte

I picchetti impiantati su sabbia, invece, hanno dato risultati diversi nelle due radure di impianto: nella radura R3 mostrano un'eccellente tenuta (foto 3.3.6), con una percentuale di sopravvivenza quasi del 120% e con un apprezzabile numero di ramificazioni per talea; nell'area R6, invece, a causa del forte insabbiamento dell'area di posa dei picchetti, che erano stati collocati tra le strutture a croce, si è registrato già dalle prime campagne di Monitoraggio una notevole mortalità con valori ben al di sotto del 30%.



Foto 3.3.6. Radura R3: picchetti su sabbia

Per quanto riguarda la rete metallica, infine, tale struttura in entrambe le radure non ha dato risultati positivi essendo risultata non idonea a causa della estrema leggerezza che, probabilmente, dopo qualche mareggiata di maggiore intensità, ne ha provocato il distacco e il conseguente sradicamento delle talee impiantate.

E' stato, inoltre, realizzato un confronto tra tre delle diverse tipologie di ancoraggio delle talee: croci cave in cemento, croci cave in legno e moduli in cemento, effettuando il test di Mann-Whitney e, aposteriori, applicando la correzione di Bonferroni.

Come si può notare dai risultati ottenuti (figg. 3.3.7-10), i confronti delle croci risultano tutti altamente significativi rispetto ai moduli in cemento, mentre non risultano significativi dopo la prima campagna i confronti tra le croci cave in cemento e in legno.

La media del numero dei fasci nelle croci in cemento e in legno si è mantenuta sempre più bassa dei moduli in cemento nel corso delle quattro campagne fino a quella di ottobre 2010, dove si riscontra una media di 18

ciuffi nei moduli in cemento rispetto ai 9 nelle croci cave in cemento e 6 nelle croci cave in legno

$H_c = 41,22$ $P < 0.001$	DICEMBRE 2009		
		Croci cemento	Croci legno
	Croci cemento	0	
	Croci legno	0,036	
	Moduli cemento	<0,001	<0,001

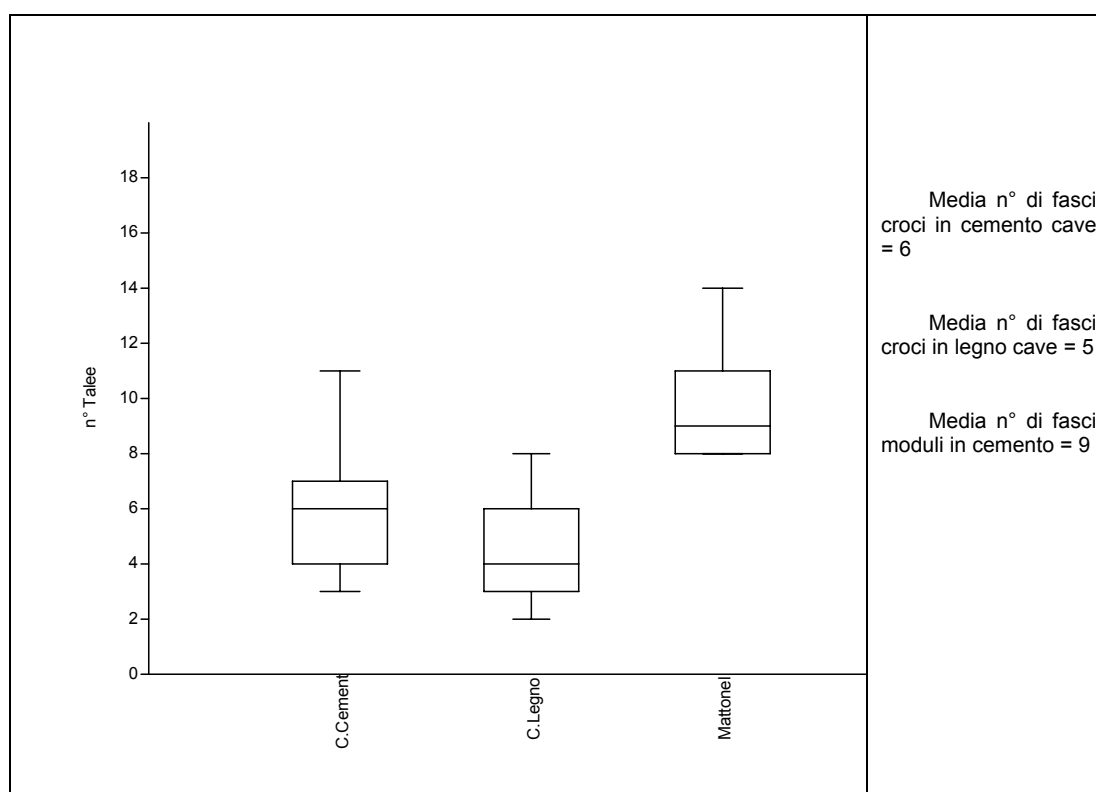


Figura 3.3.7.

$H_c = 26,72$ $P < 0.001$	MARZO 2010		
		Croci cemento	Croci legno
	Croci cemento	0	
	Croci legno	1	0
	Moduli cemento	<0,001	<0,001

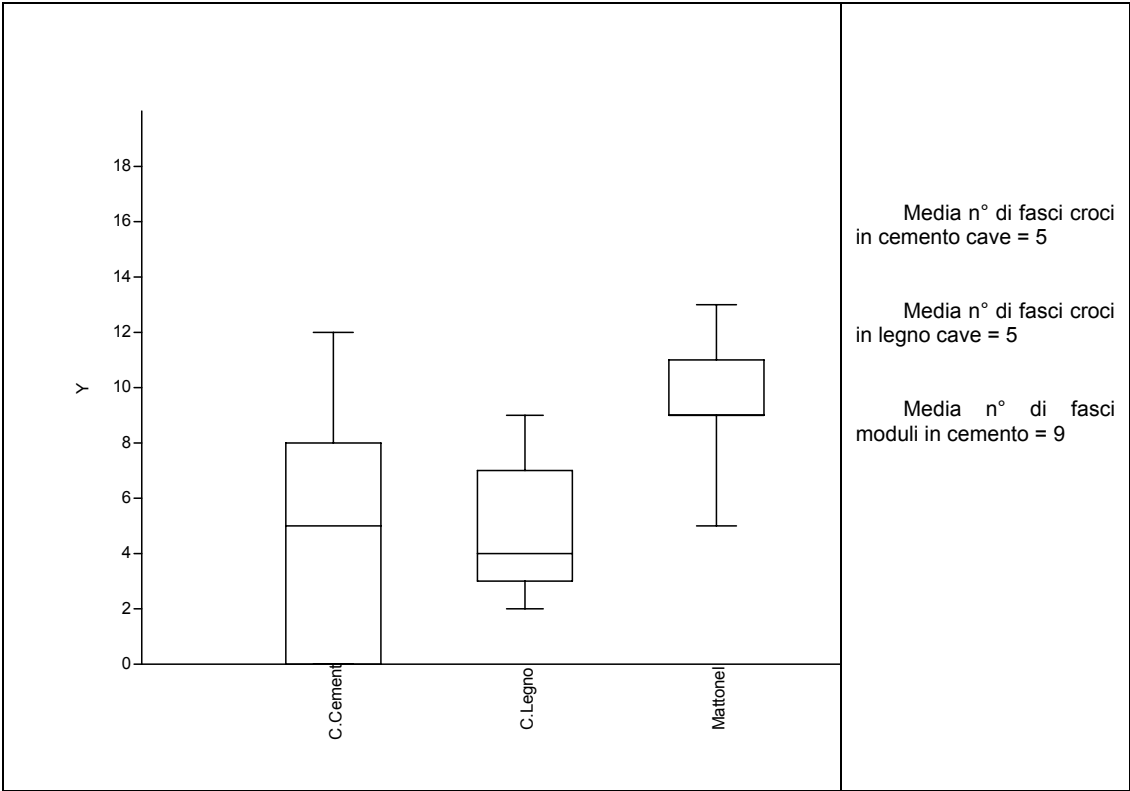


Figura 3.3.8.

Hc =41 P<0.001	GIUGNO 2010			
		Croci cemento	Croci legno	Moduli cemento
	Croci cemento	0		
	Croci legno	0,6	0	
	Moduli cemento	<0,001	<0,001	0

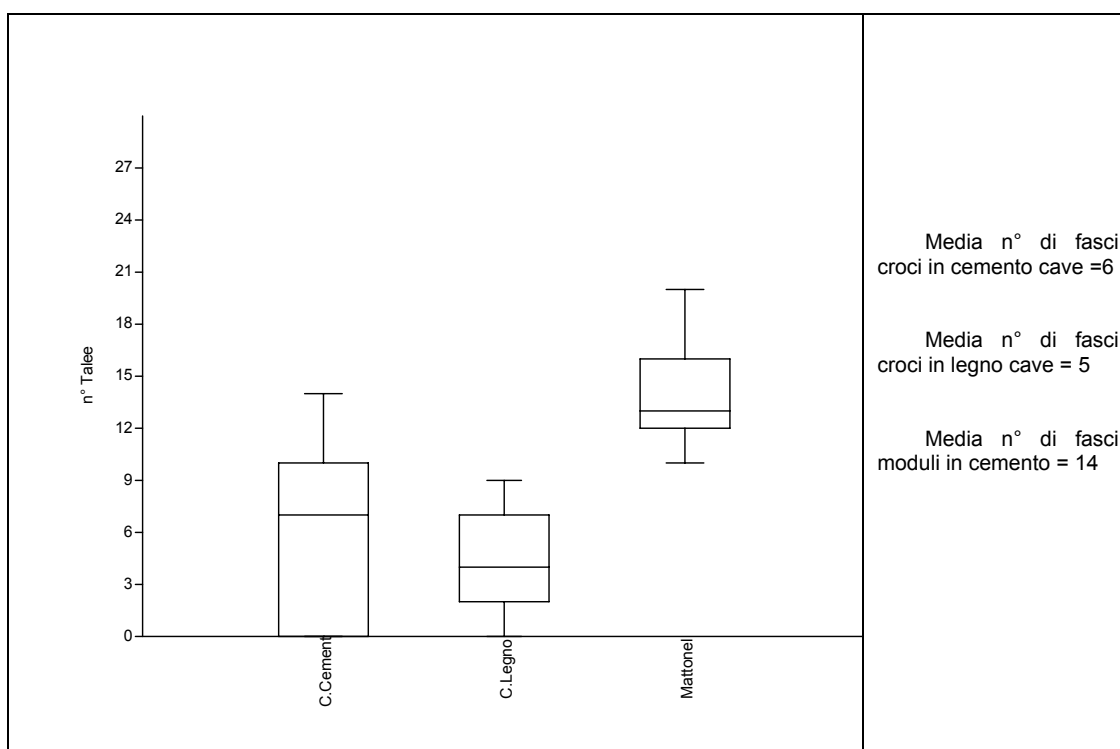


Figura 3.3.9.

$H_c = 39$ $P < 0.001$	GIUGNO 2010		
		Croci cemento	Croci legno
	Croci cemento	0	
	Croci legno	0,26	0
	Moduli cemento	<0,001	<0,001

Media n° di fasci
croci in cemento cave
=9
Media n° di fasci
croci in legno cave =6
Media n° di fasci
moduli in cemento = 18

Figura 3.3.10.

3.4. Confronto Ischia – Santa Marinella

I risultati degli interventi realizzati a Santa Marinella e ad Ischia sono tra di loro confrontabili, sia per scala spaziale che temporale. Altre esperienze analoghe, invece, hanno interessato solo piccole superfici e non sono state monitorate in maniera altrettanto estesa e costante e quindi non sono utilizzabili come confronto.

Rispetto al trapianto di S. Marinella il numero dei moduli riservati al monitoraggio della sopravvivenza dei fasci a Ischia è inferiore, ma ciò dipende esclusivamente dalla minore superficie trapiantata. Nel caso di Santa Marinella erano disponibili 20 moduli per stazione su 40 stazioni, mentre ad Ischia, con una superficie trapiantata ridotta a meno di 1/6, il numero dei moduli destinati al monitoraggio è sempre pari a 20 per stazione, ma su sole 6 stazioni. Dunque, per ogni campagna di monitoraggio sono disponibili le conte su 800 moduli a S. Marinella e su 120 moduli ad Ischia.

I numeri in gioco sono diversi, ma comunque elevati, e ciò consente di effettuare un confronto statisticamente attendibile fra gli esiti dei due trapianti.

Nella figura 3.4.1 sono riportati i box-plot relativi alle sopravvivenze al termine dei primi diciotto mesi di monitoraggio, che in entrambi i casi cadeva nel mese di settembre. Il rettangolo interno ai box-plot indica i due quartili centrali, mentre i due “baffi” (*whiskers* in inglese) indicano l'intervallo di variazione. La mediana è rappresentata ovviamente dalla linea che separa i due rettangoli centrali.

Come si può notare, la differenza è molto netta, con una media di 5 fasci/modulo per il trapianto di S. Marinella contro i 16 fasci per modulo osservati a Ischia. Questa differenza trova anche riscontro nel test di Mann-Whitney per il confronto non-parametrico fra coppie di campioni, secondo il quale si deve rigettare l'ipotesi nulla di uguali mediane nelle distribuzioni relative ai due siti in esame ($U=1318$, $p<0.0001$).

Va anche precisato, a questo proposito, che il rapporto varianza/media vale 1,01 nel primo caso e 1,13 nel secondo, indicando una distribuzione

del numero di fasci sopravvissuti per modulo tendenzialmente regolare, ma più vicina ad un assetto determinato da una dinamica casuale nel primo caso e più prettamente regolare nel secondo. In entrambi i casi, comunque, la differenza da un rapporto 1/1, che corrisponderebbe ad una dinamica del tutto casuale, è risultata statisticamente significativa.

Ischia (N=120) vs. S.Marinella(N=800)
U_b : 1318
Monte Carlo p: <0.0001
Media Ischia= 16
Media dei ciuffi per modulo S.marinella = 5
Media ciuffi per modulo Ischia = 16

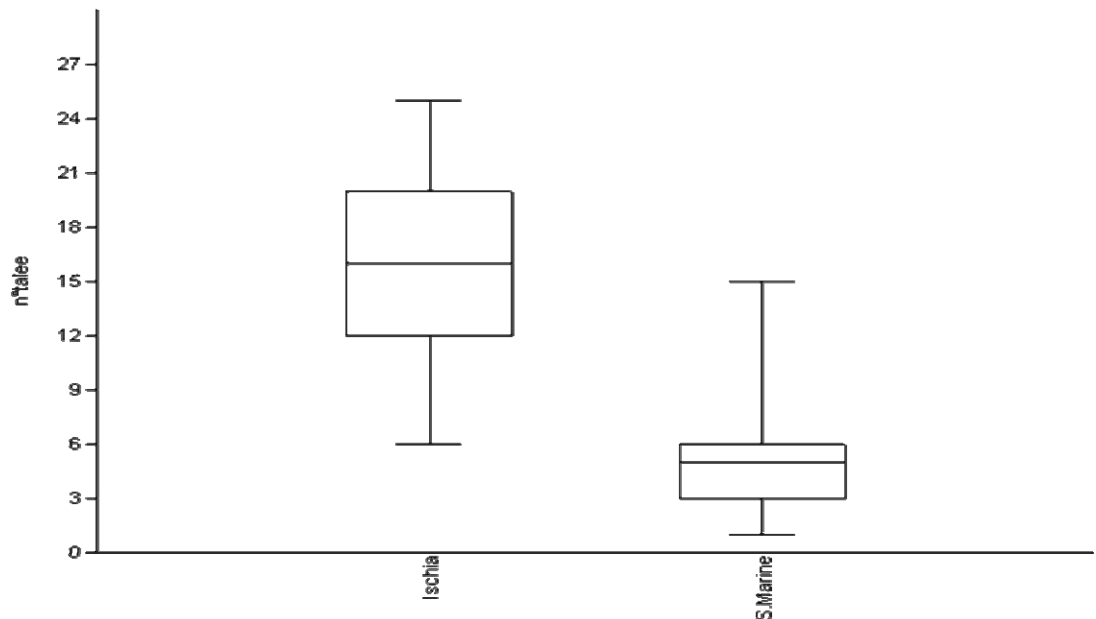


Figura 3.4.1.: Box plot relativi alla distribuzione del numero di fasci sopravvissuti a 18 mesi (in settembre) nei due siti di studio.

La distribuzione delle frequenze dei fasci sopravvissuti (o neoformati) per modulo è mostrata anche nella figura 3.4.2, sempre comparando il trapianto di Ischia con quello di S. Marinella, ma sotto forma di istogramma.

Come si può notare, le due distribuzioni sono quasi completamente disgiunte, con quella relativa al trapianto di Ischia con valori compresi fra 6

e 25 fasci per modulo e quella relativa al trapianto di S. Marinella con un intervallo compreso fra 1 e 15. La classe modale è di 17 e 21 fasci per modulo nel primo caso e di soli 5 nel secondo.

In considerazione del fatto che il trapianto effettuato a S. Marinella ha largamente ecceduto l'obiettivo di qualità previsto dalle specifiche della prescrizione ministeriale, il trapianto di Ischia appare, al termine del primo anno, ancor più promettente.

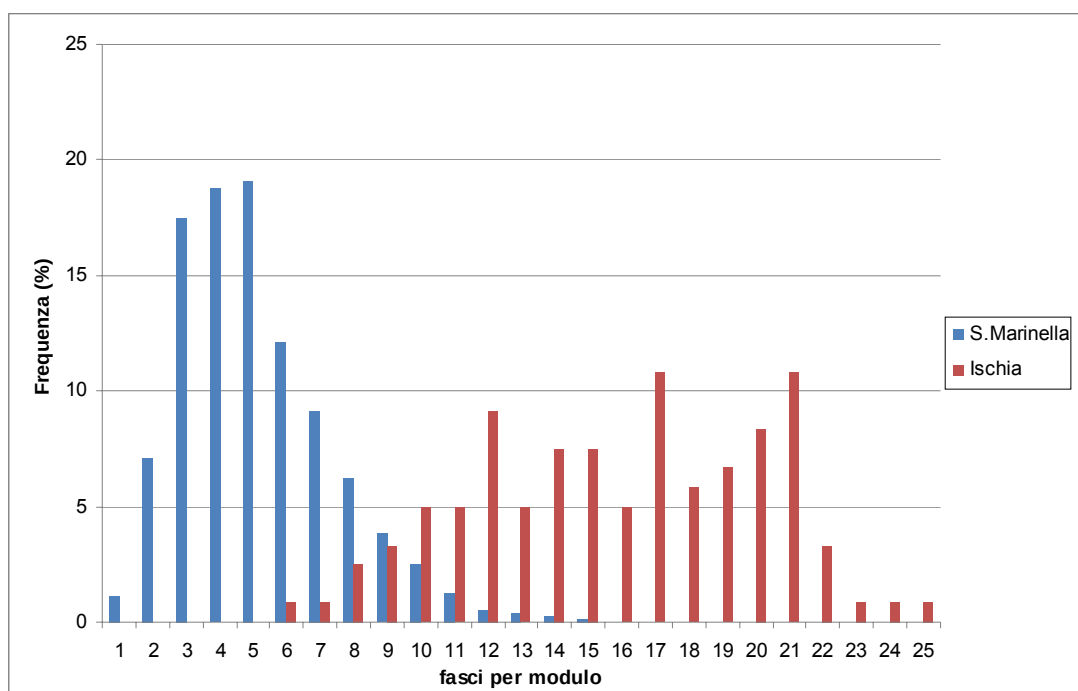


Fig. 3.4.2.: Distribuzione normalizzata delle frequenze del numero di fasci sopravvissuti a 18 mesi nei due siti di studio.

3.5. Prove di espianto sperimentali

I risultati ottenuti nel corso di un anno (settembre 2009 – ottobre 2010) di misure di densità nei 60 quadrati non ha evidenziato particolari differenze significative tra le due diverse tipologie di quadrati.

Nella figura 3.5.1 sono riportati i box-plot relativi alle conte di densità effettuate nel corso di dodici mesi sia nei 30 quadrati di “bianco” sia nei 30 quadrati nei quali era stato asportato un fascio fogliare.

Come si può notare, la differenza tra le densità rilevate non è affatto significativa tra le due diverse tipologie di quadrati; in quelli del “bianco” esiste una maggiore variabilità ma le medie in entrambe le tipologie di quadrato sono pressoché simili (Bianco = 15,63 – Prelievo (-1)= 17,95). Questa similarità si riscontra anche nel test di Mann-Whitney per il confronto non-parametrico fra coppie di campioni ($U=187$, $p<0.2889$).

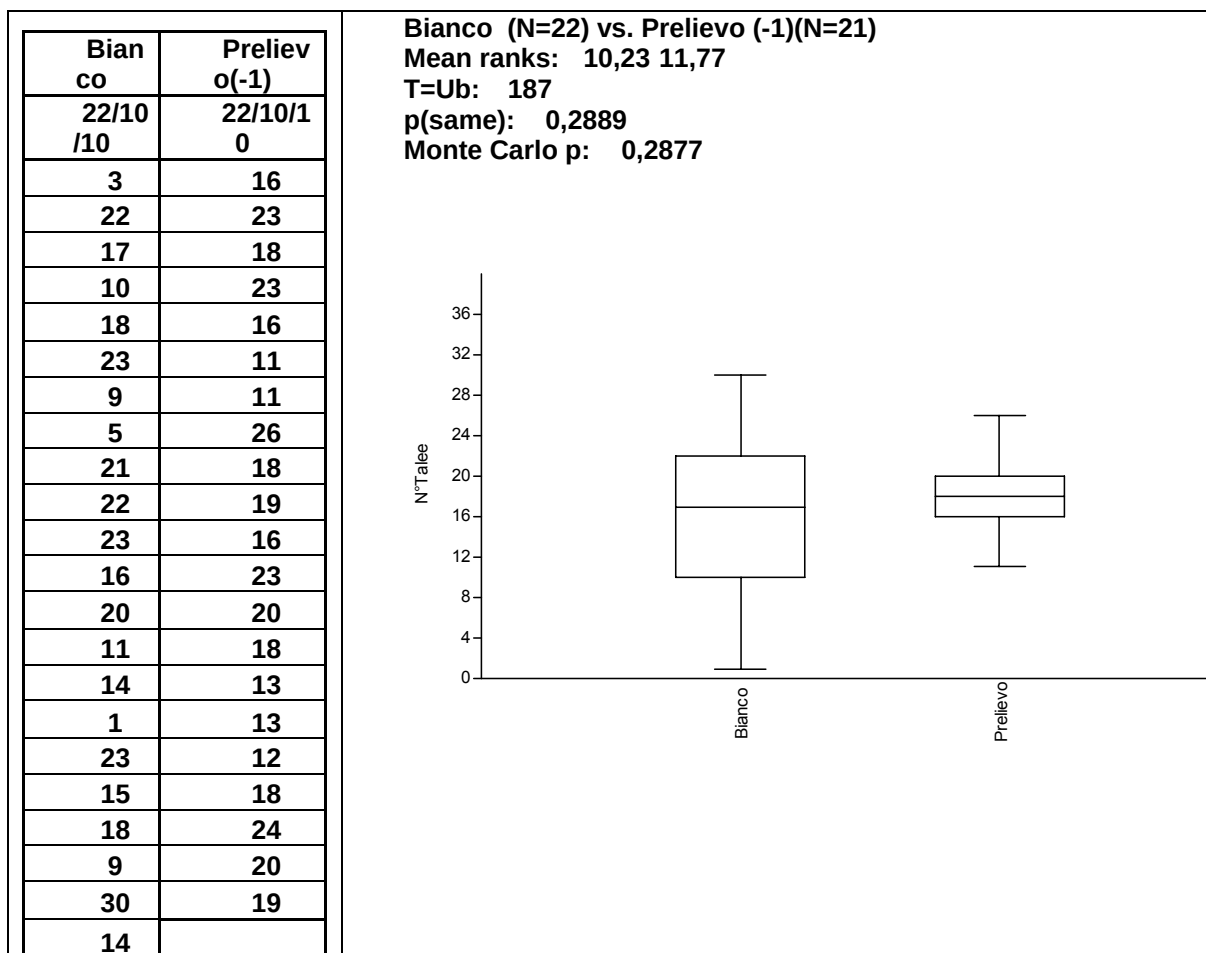


Figura 3.5.1.

Anche il confronto effettuato con il T TEST e il WILCOXON TEST (figg. 3.5.2) a distanza di un anno ha confermato che non vi è significatività tra le conte di densità effettuate nei quadrati di “bianco” ed in quelle dove, invece, erano stati eseguiti i prelievi dei ciuffi fogliari.

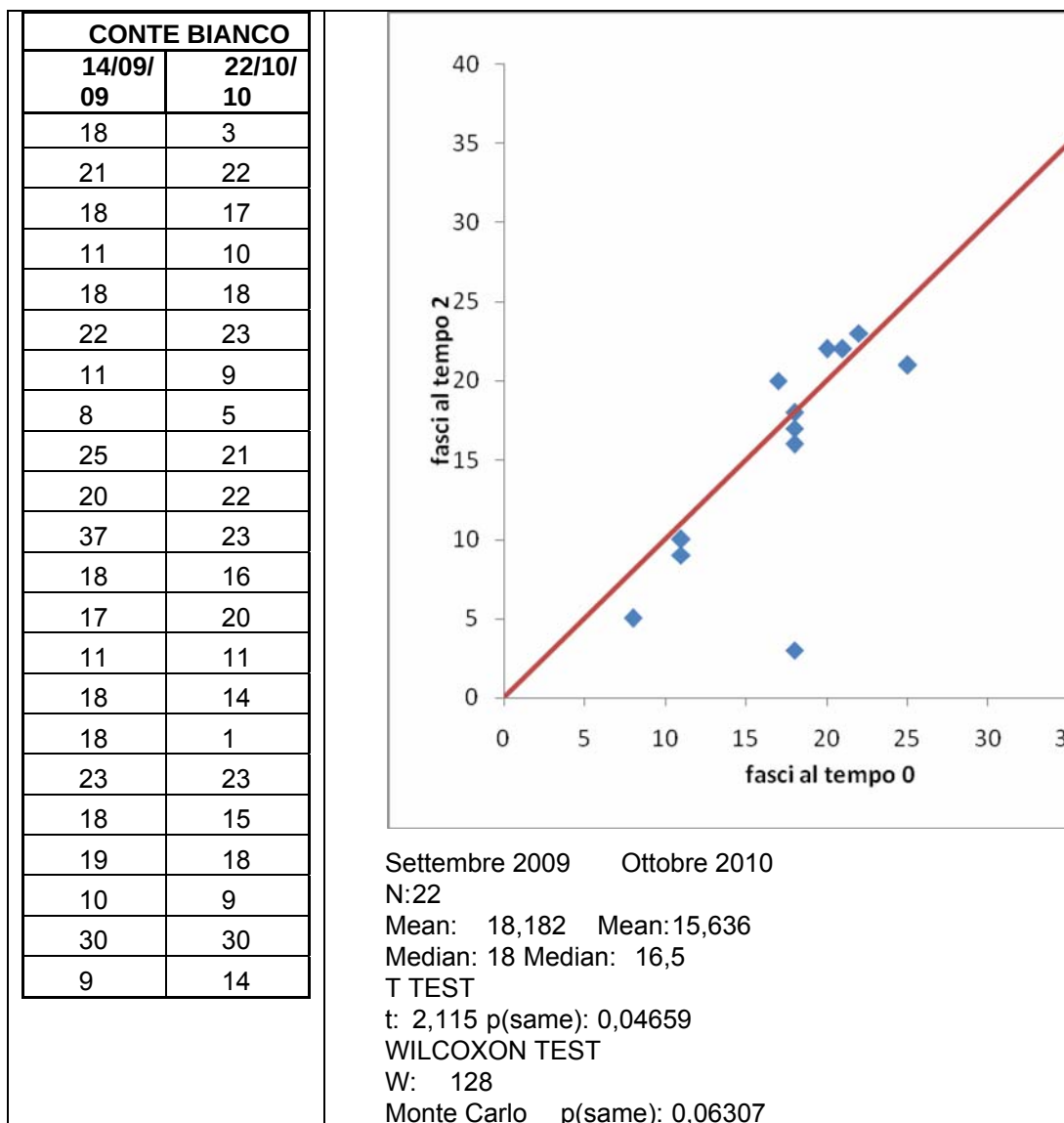
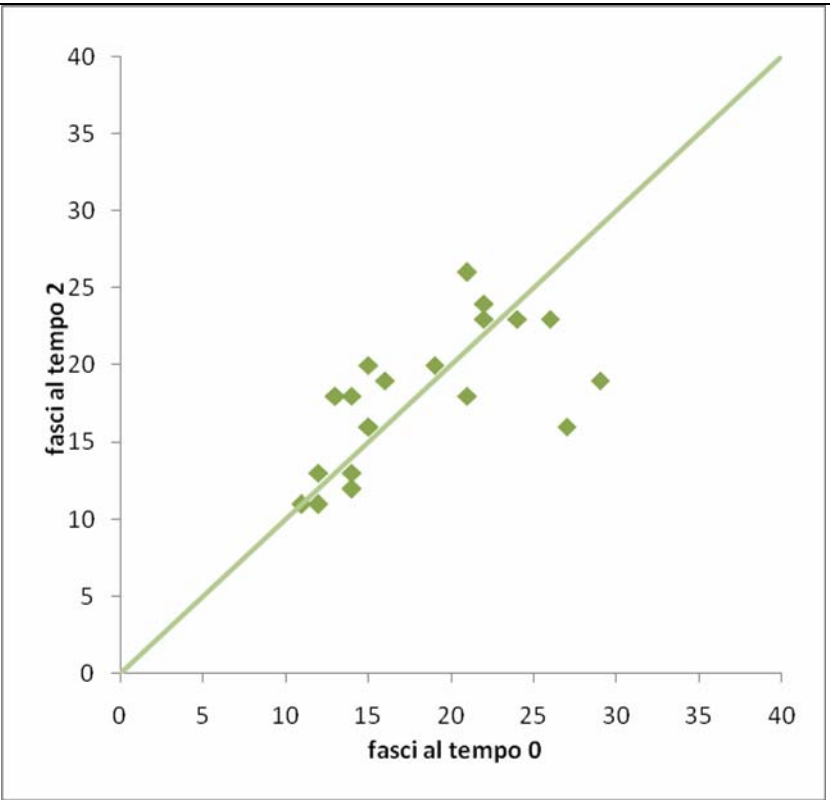


Figura 3.5.2.

CONTE -1 FASCIO	
14/09/09	22/10/10
27	16
26	23
14	18
22	23
15	16
12	11
11	11
21	26
13	18
29	19
15	16
24	23
19	20
13	18
12	13
14	13
14	12
21	18
22	24
15	20
16	19



Settembre 2009 Ottobre 2010
 N:21
 Mean: 17,857 Mean:17,952
 Median: 15 Median: 18
 T TEST
 t: -0,1002 p(same): 0,9212
 WILCOXON TEST
 W: 128,5
 Monte Carlo p(same): 0,39197

Figura 3.5.3.

4. DISCUSSIONI E CONCLUSIONI

I risultati dei trapianti registrati in entrambi i siti di studio (Santa Marinella e Ischia) sono da considerarsi estremamente positivi, soprattutto nelle aree che meno hanno subito l'impatto delle mareggiate eccezionalmente intense che si sono registrate nel corso degli ultimi anni sulle coste tirreniche e che sembrano costituire la causa principale di mortalità sia per i trapianti che per la prateria naturale.

L'obiettivo del 50% di sopravvivenza, che è universalmente riconosciuto come il livello minimo per considerare riuscito un trapianto (Campbell, 2000), è stato raggiunto e largamente superato sia nel trapianto di Santa Marinella sia in quello di Ischia.

A Santa Marinella, al termine dei cinque anni di monitoraggio, la sopravvivenza è risultata superiore al 50% in 27 siti di controllo su 40, ed in 15 di questi è oggi superiore a quella iniziale. In questi ultimi siti si sono formati densi aggregati di fasci, originati dalle talee trapiantate, che costituiscono l'embrione di nuovi nuclei di ricolonizzazione del substrato.

Ad Ischia, a distanza di diciotto mesi dal termine della messa a dimora delle talee, la situazione appare ancora più positiva, con un tasso medio di sopravvivenza pari al 197,3%, che testimonia la vitalità delle talee trapiantate e, soprattutto, la formazione di numerosi nuovi fasci fogliari. E' importante, a questo proposito, sottolineare come in questo sito si siano formati nuovi fasci dalla maggior parte delle talee impiantate già dopo appena 6 mesi dalla fine delle operazioni di trapianto.

La causa del miglior successo del trapianto di Ischia rispetto a quanto riscontrato a Santa Marinella è probabilmente da imputare alle differenti condizioni al contorno ed ai diversi fattori ambientali che caratterizzano le due praterie riceventi. In particolare, l'elevata torbidità della colonna d'acqua nell'area di Santa Marinella ha certamente influito negativamente sull'accrescimento e sulla propagazione dei fasci trapiantati, mentre l'elevata instabilità dei sedimenti e la forza del piede d'onda in approccio al litorale hanno causato danni materiali rilevanti sia ai trapianti che alla prateria naturale, come è stato documentato a più riprese durante le

operazioni di monitoraggio. Questa sorgente di disturbo, sia pure in misura minore, ha interessato anche il sito di Ischia ed è dunque da tenere nella massima considerazione nella progettazione dei futuri interventi di trapianto. Purtroppo, però, quando questi vengono eseguiti come compensazione per l'impatto di altre opere i tempi di esecuzione dei lavori di trapianto sono inevitabilmente compressi dal fatto che questi ultimi devono essere terminati prima dell'avvio delle opere da compensare.

Ad Ischia, visti gli ottimi risultati iniziali, i fattori appena citati non sembrano aver particolarmente condizionato l'intervento di trapianto, e ciò trova conferma dall'elevato numero di nuovi fasci che si sono generati in tempi molto brevi dopo il termine delle operazioni di reimpianto. L'esperienza maturata durante le operazioni di trapianto a Santa Marinella, tuttavia, hanno rappresentato senza dubbio una componente fondamentale per il successo del trapianto di Ischia ed è quindi doveroso comparare i risultati ottenuti nei due casi tenendo sempre presente che essi non sono del tutto indipendenti fra loro. In altre parole, nelle sopravvivenze registrate ad Ischia è certamente presente una componente di bias positiva dovuta all'ottimizzazione di tutta la procedura di lavoro che si è resa possibile in base alle esperienze acquisite a S. Marinella.

Indipendentemente dalla sopravvivenza delle talee trapiantate e dei fasci generati da queste ultime, un trapianto di *Posidonia* non mira alla ricostituzione immediata della copertura vegetale del fondale. L'obiettivo reale è l'aumento della diversità genetica dei fasci presenti in una prateria e quindi della loro capacità di rispondere efficacemente al mutamento delle condizioni ambientali. Si tratta, quindi, di accelerare un processo naturale, normalmente affidato alla riproduzione sessuata ed alla dispersione dei semi o al riattecchimento di ciuffi strappati e trasportati altrove dall'azione del mare.

Da un punto di vista più strettamente numerico, invece, il risultato di un'operazione complessa come il trapianto di *Posidonia* non può essere valutata semplicemente in termini di percentuali di sopravvivenza. Infatti,

quest'ultima è composta da due componenti, quella delle talee originali, che ha un ruolo sempre meno rilevante con il passare del tempo, e quella dei fasci che si sono originati grazie alle divisioni del rizoma delle prime. Questa seconda componente ha un peso determinante nel successo dell'operazione di trapianto, poiché garantisce il consolidamento dei nuovi nuclei di ricolonizzazione del substrato, i quali possono garantire nel medio termine l'inversione, sia pure su base locale, del processo di regressione della prateria.

Il confronto con altre esperienze di trapianto condotte sia su piccola (Mediterraneo) che su grande scala (Australia, Stati Uniti), ha evidenziato come sia stato registrato un livello molto variabile di successo rispetto a quanto osservato a Santa Marinella e ad Ischia. In molti casi, in particolare, la sopravvivenza osservata è stata ampiamente inferiore.

Per quanto riguarda la sperimentazione di nuovi supporti di ancoraggio, va ribadita la natura preliminare delle esperienze condotte ed il fatto che a tutt'oggi i risultati ottenuti sono, oggettivamente, ancora troppo limitati. E' comunque evidente come, per la maggior parte dei nuovi moduli utilizzati, la risposta ottenuta in termini di sopravvivenza sia inferiore rispetto a quella dei tradizionali moduli in cemento adottati nei due trapianti di S. Marinella ed Ischia. Incoraggiante è soprattutto il risultato ottenuto con i picchetti metallici impiantati su matte, non solo per i buoni valori di sopravvivenza fino ad ora registrati, ma anche e, soprattutto, perché tale supporto sembra, al momento, rappresentare il metodo più affidabile su un substrato per il quale i tradizionali moduli in cemento non offrono garanzie di successo del trapianto. E' evidente, comunque, che sarà necessario proseguire nel lungo termine il monitoraggio di questi possibili supporti alternativi, aumentando, laddove possibile, le superficie destinate al loro uso nelle operazioni di trapianto.

I dati ottenuti dagli espianti sperimentali, effettuati allo scopo di verificare la variabilità naturale della densità in una prateria, hanno evidenziato come non si registrino sostanziali differenze di densità a distanza di un anno fra le aree di controllo e quelle dalle quali era stato

eseguito il prelievo di un ciuffo. Ciò evidenzia come la dinamica di una prateria sia molto più complessa di quanto si pensi comunemente e come la densità sia una proprietà assai poco conservativa, malgrado il suo significato ecologico ampiamente riconosciuto. Il prelievo a bassissima densità di fasci da destinare al trapianto, di conseguenza, potrebbe risultare non solo fattibile senza compromissione dello stato delle praterie donatrici, ma addirittura vantaggioso per accelerare su grande scala il processo di adattamento delle praterie stesse alle mutate condizioni ambientali (es. prelievo di fasci in profondità e trapianto in superficie per compensare la riduzione della trasparenza della colonna d'acqua).

Più in generale, alla luce dei risultati ottenuti, appare evidente come i trapianti su larga scala permettano la formazione di nuove "unità" di prateria di origine diversa da quella della prateria in posto. Tali unità presentano un diverso adattamento alle condizioni ambientali rispetto ai fasci autoctoni e possono consentire, in caso di mutate condizioni ambientali, una risposta più diversificata ed efficace della pianta, che assicuri la sopravvivenza della prateria stessa soprattutto laddove si verifichino estesi fenomeni di regressione

5. BIBLIOGRAFIA

- Abbate M., Peirano A., Ugolini U.. (2000) –Structural changes in *Posidonia oceanica* leaves along the coast of Liguria (Italy: response to environmental stress? In: Pergent G., Pergent-Martini C., Buia M.C., Gambi M.C. (eds), *Proceedings 4th International Seagrass Biology Workshop. Biol Mar.Medit.*, 7 (2): 320-323
- Arber A., 1920: Water plants: a study of aquatic Angiosperms. *Cambridge Un. Press Cambridge*, 436 pp.
- Alcoverro T, Romero J, Duarte CM, López NI (1997). Spatial and temporal variations in nutrient limitation of seagrass *P. oceanica* growth in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 146: 155-161.
- Alcoverro T, Cerbian E, ballesteros E (2001a). The photosynthetic capacity of the seagrass *P. oceanica* : influence of nitrogen and light. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 261: 107-120.
- Alcoverro T, Manzanera M, Romero J (2001b). Annual metabolic carbon balance of the seagrass *P. oceanica*: the importance of carbohydrate reserves. *Marine Ecology Progress Series* 211: 105-116.
- Ardizzone G.D., Pelusi P., 1984 - Yield and damage evaluation of bottom trawling on *Posidonia* meadows. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A. et Olivier J. edit., *GIS Posidonie publ., Fr.*, 1, 63-72
- Augier H., Boudouresque C.F., 1970 - Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National). V. La baie de Port-Man et le problème de la régression de l'herbier de posidonies. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille, Fr.* 30, 145-164
- Augier 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), pp. 169-176
- Augier H., Nieri M., Gilli A., Martinet P., Stephan G. & Ventron G., 1984 - Balisage et cartographie de l'herbier de posidonies au droit des plages artificielles de la baie de la Ciotat (B.D.R., France).

International Workshop on Posidonia oceanica beds. Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., Fr., 1, pp. 79-85

Augier H., Monnier-Besombes G., Sigoillot G., 1987 - Etude préliminaire de l'influence de borates constitutifs des détergents sur la phanerogame marine *Posidonie oceanica* (L.) Delile. *Rev. Int. Oceanogr. Méd.*, 85, 86, pp. 75-81

Augier H., Eugene C., Harmand-Desforges J. M. & Sougy A. 1996. *Posidonia oceanica* re-implantation technology of the marine gardeners is now operational on a large scale. *Ocean & Coastal Management* 30: 297-307.

Astier J. M., 1984, Impact des aménagements littoraux de la rade de Toulon, liés aux techniques d'endigage, sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. *Intern. Workshop on Posidonia oceanica Beds, Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edit., GIS Posidonie publ., Fr., 1: 255-259*

Balduzzi A., Bavestrello G., Belloni S., Boero F., Cattaneo R., Pansini M., Fronzato R., 1984 - Valutazione dello stato di alcune praterie di *Posidonia* del mare ligure sottoposte a diverse condizioni di inquinamento. *International Workshop on Posidonia oceanica beds. Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., Fr., 1, pp.73-78*

Boudouresque C. F., Bianconi C. H., 1986, *Posidonie* profondes dans le coralligène de Sulana. *Trav. Sci. Parc Nat. région., Réserve natur. Corse, Fr., 8: 36-39*

Boudouresque C. F., Meinesz A., 1982, Découverte de l'herbier de *Posidonie*. *Cah. Parc Nation. Port-Cros, Fr., 4: 1-79*

Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Meinesz A., 1984, Relation entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* dans la baie d'Elbu (Corse). *Intern. Workshop on Posidonia oceanica Beds, Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edit., GIS Posidonie publ., Fr., 1: 185-191*

Boudouresque C.F., Pergent G., Francour P., Harmelin-Vivien 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), pp. 27-34
- Bourcier M., 1989, Régression des herbiers de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, à l'Est de Marseille, sous l'action conjuguée des activités humains et des modifications climatiques. *II Intern. Workshop on Posidonia oceanica Beds*, Boudouresque C. F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. edit. *GIS Posidonie publ.*, Fr., 2: 287-293
- Borum J., Duarte C.M., Krause-Jensen D. & Greve TM (eds.), 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. *EU project Monitoring and Management of European Seagrass Beds (Publ)*. 88 pp. ISBN: 87-89143-21-3. Available at: <http://www.seagrasses.org>.
- Buia M.C., Russo G.F., Mazzella L. (1985) – Interrelazioni tra *Cymodocea nodosa* e *Zostera noltii* in un prato misto superficiale dell'Isola di Ischia. *Nova Thalassia*, 7: 406-408
- Buia M. C., Cormaci M., Furnari G., Mazzella L., 1989, *Posidonia oceanica* off Capo Passero (Sicily, Italy): leaf phenology and leaf algal epiphytic community. *Intern. Workshop on Posidonia oceanica Beds*. Boudouresque C. F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. edit *GIS Posidonie publ.*, Fr., 2: 127-143
- Butini A. (1999-2000) – Analisi storica della contaminazione da metalli pesanti in *Posidonia oceanica* (L.) delile mediante lepidocronologia. *Tesi di laurea. Scienze Ambientali Univ. Di Siena*: 89pp.
- Calumpong H., Fonseca m., 2001. Seagrass transplantation and other seagrass restoration methods. In: Short F.T., Coles R.G. edits. *Global seagrass research methods*. Elsevier publ., Amsterdam: 425-443.
- Campbell, M.L., 2000. A decision-Based framework to increase seagrass transplantation success. *Biol. Mar. mediterr.*, 7 (2) – 332-335
- Capiomont A, Sandmeier M, Caye G, Meinesz A (1996). Enzyme polymorphism in *P. oceanica*, a seagrass endemic to the Mediterranean. *Aquatic Botany* 54(4): 265-277.
- Cinelli F., 1980. Le Fanerogame marine: problemi di trapianto e di riforestazione. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr., Ital., suppl.* 10: 17-25.

- Cambridge, M.L., 1980. Ecological studies on seagrasses of south Western Australia with particular reference to Cockburn Sound. *Ph.D. Thesis, University of Western Australia, Perth, p. xiii_326.*
- Campbell M.L., Paling E.I., 2003. Evaluating vegetative transplant success in *Posidonia australis*: a field trial with habitat enhancement. *Marine Pollution Bulletin* 46 (2003) 828–834
- Casola E., Scardi M., Mazzella L., Fresi E., 1987, Structure of epiphytic community of *posidonia oceanica* leaves in a shallow meadow. *P.S.Z.N.: Marine ecology*, 8(4): 285-296
- Casola E., Scardi M., 1989, Variabilità della comunità epifita sulle due facce delle lamine fogliari di *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Oebalia*, 15(1), N.S.: 89-97
- Caye G., 1979, Technique de marquage pour l'étude "in situ" de la croissance et du développement de *Posidonia oceanica*. *Rapp. PV. Réunion. Commiss. intern. Explor. sci. Médit., Monaco*, 25-26, 291-292
- Caye G., Rossignol M. 1983 - Etude des variations saisonnières de la croissance des feuilles de *Posidonia oceanica*. *Mar. Biol., Germ.*, 75 (1) : 79-88
- Caye G., Meinesz A., 1984, Observations sur la floraison et la fructification de *Posidonia oceanica* dans la baie de Villefranche et en Corse du Sud. *Intern. Workshop on Posidonia oceanica Beds. Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A. and Olivier J. edit. GIS Posidonie publ., Fr.*, 1: 193-201
- Ceccherelli G., Piazzì L., Cinelli F., 2000 - Reponse of the non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh tho 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, pp. 227-240
- Chessa L. A., Fresi E., Soggiu L., 1982, Primi studi sulla rete trofica dei consumatori in una prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, 50(suppl.):156-161
- Cinelli F., Cormaci M., Furnari G., Mazzella L., 1984, Epiphytic macroflora of *Posidonia oceanica* leaves around the island of Ischia (Gulf of Naples). *Intern. Workshop on Posidonia oceanica Beds.*

Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A. and Olivier J. edit. GIS Posidonie publ., Fr., 1: 91-99

Cinelli F., 1991. La riforestazione quale mezzo di ripristino e di controllo per le praterie di Fanerogame marine. In: Parchi marini del Mediterraneo. Problemi e perspective. *Atti del 2ème convegno internazionale, San Teodoro. Icimar publ. , Sardegna, Ital.: 78-82.*

Coles RG, Fortes MD (2001). Protecting seagrasses: approaches and methods. *Pp. 445–463 in Short, F.T.; Coles, R.G. (Eds): Global seagrass research methods. Elsevier, Amsterdam.*

Cooper G., 1976, La Posidonie plante étonnante, *Cahier base "Jardiniere de la mer", 1: 57pp.*

Cooper G (1979). *P. oceanica* = un arbre. *Cahiers des Jardiniers de la Mer, Fr., 3: 1-66.*

Cooper G (1982). Transplantation de *P. oceanica*. *Protection des implants. Bulletin d'Ecologie, Fr., 13 (1): 65-73.*

Cooper G., 1980 - Sauver la peche en Méditerranée. *Peuples Médit., Medit. People, Fr., 11, pp. 85-102*

Davis R.C., Short F.T., 1997. Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: the horizontal rhizome method. *Aquat. Bot. 59: 1-15.*

Della Croce N., Cattaneo Vietti R., Danovaro R., (1997). Ecologia e protezione dell'ambiente marino costiero. *UTET Libreria. 440 pp.*

Den Hartog C., 1970: The sea-grasses of the World. *Koninklijke Nederl. Akad. Wetenschap., Nat. Tweede reeks., North Holland publ., Nederl., 59 (1): 1-275.*

Den Hartog, C., 1996. Sudden declines of seagrass beds: "wasting disease" and other disasters. In: Kuo, J., Phillips, R.C., Walker, D.I., Kirkman, H. (Eds.), *Seagrass Biology. Proceedings of an International Workshop, Rottnest island, Western Australia. University of Western Australia, Nedlands, pp. 307– 314.*

Dennison W.C., Alberte R.S., 1986. Photoadaptation and growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) transplants along a depth gradient. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 98: 265-282.*

- De 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. *Bot. Mar.*, 38, pp. 79-87
- Díaz-Almela E. & Duarte C.M. 2008. Management of Natura 2000 habitats. 1120 **Posidonia beds (Posidonion oceanicae)*. *European Commission*
- Emberger L. 1960, Les Végétaux vasculaires. *Messon, Paris*
- Fishman, J. R., R. J. Orth, S. Marion, Bieri J. 2004. A comparative test of mechanized and manual transplanting of eelgrass, *Zostera marina*. *In F&M progetti s.r.l, La Posidonia oceanica, 1989*
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Homziak J., Thayer G.W., 1979. Transplanting of eelgrass and shoalgrass as a potential means of economically mitigating a recent loss of habitat. *In: Cole D.P. edit. Proc. 7th ann. Conf. Wetlands Restor. Creation publ., USA: 279-326.*
- Fonseca M.S., Fisher J.S., Zieman J.C., Thayer G.W., 1982. Influence of the seagrass *Zostera marina* L. on current flow. *Est. Coast. Shelf Sci.* 15: 351-364.
- Fonseca, M. S., W. J. Kenworthy, G. W. Thayer, D. Y. Heller, and K. M. Cheap. 1985. Transplanting of the seagrasses *Zostera marina* and *Halodule wrightii* for sediment stabilization and habitat development on the east coast of the United States. *U.S. Army Corps of Engineers Technical Report EL-85-9. U.S. Army Corps of Engineers, Washington, D.C.*
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Thayer G.W., 1987. Transplanting of the seagrasses *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* and *Thalassia testudinum* for sediment stabilisation and habitat development in the southeast Region of the United States. *Dept. of Army, U.S. Army Corps of Engineers, Technical Report EL-87-8: 1-59.*
- Fonseca MS, Julius BE, Kenworthy WJ 1998. Integrating biology and Economics in seagrass restoration: how much is enough and why. *NOAA Conf. on Goal Setting and Success Criteria for Coastal Habitat Restoration. Jan. 12-14, 1998, Charleston, SC.*
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Thayer G.W., 1998. Guidelines for conservation and restoration of sea grasses in the United States and

adjacent waters. *National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, Maryland, Analysis Series 12.*

Fresi E., Wittmann K., Mazzella L., 1981, La comunità epifita e il suo ruolo nella dinamica dell' ecosistema *Posidonia*. *Atti Conv. Unit. oper. Sottoprog. Ris. biol. Inquin. mar., Roma, Italia, 10-11*

Génot I., Caye G., Meinesz A., Orlandini M., 1994. Role of chlorophyll and carbohydrate contents in survival of *Posidonia oceanica* cuttings planted to different depths. *Mar. Biol.* 119: 23-29.

Giaccone G., Calvo S., 1980. Restaurazione del manto vegetale mediante trapianto di *Posidonia oceanica* (Linneo) Delile. Risultati preliminari. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr., Ital., suppl. 10: 207-211*

Giraud G., 1977, Contribution à la description et à la Phénologie quantitative des herbiers de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Thèse Oceanologie, Univ. d' Aix-Marseille*

Giraud G., Boudouresque E. F., Cinelli F., Fresi E., Mazzella L., 1979, Observation sur l'herbier de *Posidonia oceanica* (L.) Delile autour de l'île d'Ischia (Italie). *G. Bot. ital., 113: 261-274*

Green EP, Short FT (2003). World Atlas of Seagrasses: Present Status and Future Conservation. E. P. Green and F. T. Short (eds.). *The University of California Press, Berkeley. 310 pp.*

Grenier C., 1860, Recherches sur la *Posidonia caulinii* Koenig. *Bull. Soc. bot. de France, 7(5-6): 362-367, 419-426 e 442-456*

Guidetti P. 2000. Leaf primary production in *Posidonia oceanica* : two reconstructive aging techniques give similar results. *Aquat. Bot., 68: 337-343.*

Guidetti P., 2001. Detecting environmental impacts on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: the use of reconstructive methods in combination with “beyond BACI” designs. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 260: 27-39.

Hancock, C.N., 1992. Seagrass transplantation trials and factors affecting their success. *Honours Thesis, Murdoch University, Perth, p. vi_123.*

Hemminga MA, Duarte CM (2000). Seagrass ecology. *Cambridge University Press.*

- Kelly JA, Fuss CM, Hall JR (1971). The transplanting and survival of turtle grass, *Thalassia testudinum*. In *Boca Ciega Bay, Florida. Fishery Bulletin* 69: 273-280.
- Kenworthy, W. J., and M. S. Fonseca. 1977. Reciprocal transplant of the seagrass *Zostera marina* L. Effect of substrate on growth. *Aquaculture* 12:197–213.
- Kirkman, H., 1995. Pilot Experiments on Potential for Restoration of Seagrass Meadows. *CSIRO Division of Fisheries, Perth*, p. 43.
- Invers O, Kraemer GP, Pérez M, Romero J (2004). Effects of nitrogen addition on nitrogen metabolism and carbon reserves in the temperate seagrass *P. oceanica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 303: 97-114.
- Lefèvre j.r., Valerio c., Meinesz a., 1984. Optimisation de la technique de la photographie aérienne pour la cartographie des herbiers de Posidonies. In: *Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. International Workshop on Posidonia oceanica beds, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 49-55.*
- Lepoint G, Defawe O, Gobert S, Dauby P, Bouqueneau JM (2002a). Experimental evidence for N recycling in the leaves of the seagrass *P. oceanica*. *Journal of Sea Research* 48: 173-179.
- Lepoint G, Millet G, DAuby P, Gobert S, Bouqueneau JM (2002b). An annual nitrogen budget of the seagrass *P. oceanica* as determined by *in situ* uptake experiments. *Marine Ecology Progress Series* 237: 87-96.
- Lepoint G, Vangeluwe D, Eisinger M, Paster M, van Treeck P, Bouqueneau JM, Gobert S (2004). Nitrogen dynamics in *P. oceanica* cuttings: implications for transplantation experiments. *Marine Pollution Bulletin* 48: 465-470.
- Libes M., Boudouresque C. F., 1983, Mise en évidence in situ du transport à long distance de photosynthétats chez *Posidonia oceanica* (phanérogames marines) et ses epiphytes: note préliminaire. *Trav. Sci. Parc nation. Port-Cros, Fr., 9: 75-87*
- Lord D.A., Paling E.I., Gordon D.M. (1999). Review of Australian rehabilitation and restoration programs. In: *Butler AJ, Jernakoff P*

(Eds.), *Seagrass in Australia. Strategic review and development of an R & D plan, Seagrass in Australia. Strategies Review and Development of an R & D plan*, CSIRO Publishing, Collingwood Publishing, Vic, pp. 65-115.

Lord D.A. (2005). Seagrass rehabilitation an overview. *Prepared for Oceanica Consulting Pty Ltd*

Marbà N, Duarte CM, Cebria` n J, Gallegos ME, Olesen B, Sand-Jensen K (1996) Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. *Mar Ecol Prog Ser* 137:203–130

Marbà N, Hemminga MA, Mateo MA, Duarte CM, Mass YEM, Terrados J, gacia E (2002). Carbon and nitrogen translocation between seagrass ramets. *Marine Ecology Progress Series* 226: 287-300.

Mazzella L., Cinelli F., Ott J. A., Klepal W., 1981, Studi sperimentali in situ sull' epifitismo della *Posidonia oceanica* Delile. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca, Italia*, 3(suppl. 1): 481-492

Mc Roy C. P., Barsdate R. S., Nebert M., 1972, Phosphorus cycling in an eelgrass (*Zostera marina* L.) ecosystem. *Limnol.Oceanogr.*, 17: 58-67.

Meinesz A. e Laurent R., 1978, Cartographie et état de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans les Alpes-maritimes (France), Campagne Poséïdon 1976. *Botanica marina, Germ.*, 21 (8): 513-526

Meinesz A., Caye G., Loques F., Macaux S., 1990b. Analyse bibliographique sur la culture des Phanérogames marines. *Posidonia Newsletter*, Fr., (1): 1-67.

Meinesz A., Caye G., Loques F., Moleenar H., 1991a. Restoration of damaged areas with transplantation of seaweeds and seagrasses in the Mediterranean : review and perspectives. *Oebalia* 17(1 suppl.): 131-142.

Meinesz A, Molenaar H, Bellone E, Loques F (1992). Vegetative reproduction in *P. oceanica*. I. Effects of rhizome length and transplantation season in orthotropic shoots. *Marine Ecology* 13(2): 163-174.

- Meinesz A., Caye G., Loques F., Molenaar H., 1993. Polymorphism and development of *Posidonia oceanica* transplanted from different parts of the Mediterranean into the national Park of Port-Cros. *Bot. mar.* 36: 209-216.
- Micheli C, Paganin P, Peirano A, Caye G, Meinesz A, Bianchi CN (2005). Genetic variability of *P. oceanica* (L.) Delile in relation to local factors and biogeographic patterns. *Aquatic Botany* 82(3): 210-221.
- Molenaar H, Meinesz A (1992). Vegetative reproduction in *P. oceanica*. II. Effects of depth changes on transplanted orthotropic shoots. *Marine Ecology* 13(2): 175-185.
- Molenaar H., Meinesz A., 1992c. Valorisation biologique des fonds marins des Alpes-Maritimes. 1. Transplantation de *Posidonia oceanica* à Nice. *Laboratoire Environnement Marin Littoral, Univ. Nice-Sophia Antipolis, Fr.:* 1-25.
- Molenaar H., Meinesz A., 1992d. Valorisation biologique des fonds marins des Alpes-Maritimes. 2. Transplantation de *Posidonia oceanica* à Cannes. *Laboratoire Environnement Marin Littoral, Univ. Nice-Sophia Antipolis, Fr.:* 1-12.
- Molenaar H, Meinesz A, Caye G (1993). Vegetative reproduction in *P. oceanica*. Survival and development in different morphological types of transplanted cuttings. *Botanica marina* 36(6): 481-488.
- Molenaar H, Meinesz A (1995). Vegetative reproduction in *P. oceanica*: Survival and development of transplanted cutting according to different spacings, arrangements and substrates. *Botanica Marina* 38: 313-322.
- Molinier R., Picard J., 1952 - Recherches sur les herbiers de Phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Ann. Ist. Oceanogr.*, 9 (2): 157-234
- McRoy CP, Barsdate RJ, Nebort M (1972). Phosphorus cycling in an eelgrass ecosystem. *Limnology and Oceanography* 17: 58–67.
- Mc Roy C.P., Mc Millan C., 1977. Production ecology and physiology of seagrasses. In: McRoy C.P., Helfferich C. edits. *Seagrass ecosystem: a scientific perspective*. Marcel Dekker publ., New York: 53-87.

- Orth R.J., Marion S.R. , Granger S., Traber M., (2008). Restoring Eelgrass (*Zostera marina*) from Seed: A Comparison of Planting Methods for Large-Scale Projects
- Orth R.J., Marion S.R. , Granger S., Traber M., (2009). Evaluation of a mechanical seed planter for transplanting *Zostera marina* (eelgrass) seeds. *Aquatic Botany* 90 (2009) 204–208
- Ott J. A., 1980, Growth and production in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *P.S.Z.N.: Marine Ecology*, 1: 47-64
- Paling, E.I., 1995. Seagrass meadow regrowth, transplantation and recovery after disturbance in Western Australia: a review. *Marine and Freshwater Laboratory, Murdoch University, Perth*, p. i_42.
- Paling E. I., Van Keulen M., Wheeler K., Phillips J., (2001) - Mechanical seagrass transplantation in Western Australia. *Ecological Engineering* 16, 331-339
- Paling E. I., Van Keulen M., Wheeler K., Phillips J., (2001) - Improving mechanical seagrass transplantation. *Ecological Engineering* 18, 107-113
- Paling E. I., Van Keulen M., Wheeler K., Phillips J., Dyhrberg R., (2003). Influence of Spacing on Mechanically Transplanted. *Restoration Ecology* vl 11 No 1, pp 56-61
- Panayotidis P. e Giraud G., 1981, Sur un cycle de renouvellement de *Posidonia oceanica* (L.) Delile dans le golfe de Marseille. *Vie et Milieu, Fr.*, 31 (2), 129-136
- Panayotidis 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), pp. 13
- Pasqualini V, Pergent-Martini C, Clabaut P, Pergent G (1998). Mapping of *P. oceanica* using aerial photographs and side-scan sonar : Application of the island of Corsica (France). *Estuarine Coastal Shelf Science* 47: 359-367.
- Peres J. M., Picard J., 1964, Nouveau manuel de bionomie benthique de la Méditerranée. *Rec. Trav. Stn. mar. Endoume, Fr.*, 31(47): 1-137

- Peres J. M., 1984 - La regression des herbiers à *Posidonia oceanica*. International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., Fr., 1, pp.445-454
- Pergent G., 1985. Floraison des herbiers à *Posidonia oceanica* dans la Région d'Izmir (Turquie). *Posidonia Newsletter* 1(1): 15-21.
- Pergent G., Pergent-Martini C., 1990, Some application of lepidochronological analysis in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Botanica marina, Germ.*, 33: 299-310
- 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. *Aquat. Bot.* 42: 49-66.
- Pergent G., Chessa L.A., Cossu A., Gazale V., Pasqualini V., Pergent-Martini C., 1995 - Aménagement du littoral: apport de la cartographie benthique. *Res Mediterranea* 2
- PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 1996. Spatio-temporal dynamics of *Posidonia oceanica* beds near a sewage outfall (Mediterranean-France). In: Kuo J., Phillips R.C., Walker D.I., Kirkman H. edits. *Seagrass Biology: Proceedings of an International Workshop*. Univ. Western Australia publ.: 299-306.
- Phillips RC (1974). Transplantation of seagrasses, with special emphasis on eelgrass, *Zostera marina* L. *Aquaculture* 4: 161-176.
- Phillips RC (1980). Transplanting methods. Handbook of Seagrass Biology: An ecosystem perspective. Phillips R. C. et Mc Roy C. P. New York. STPM Press, 353 pp
- Piazzi L., Balestri E., Magri M. & Cinelli F. 1998. Experimental transplanting of *Posidonia oceanica* (L.) Delile into a disturbed habitat in the Mediterranean Sea. *Botanica Marina* 41: 593-601.
- Piazzi L, Acunto S, Cinelli F (2000). Mapping of *P. oceanica* beds around Elba Island (western Mediterranean) with integration of direct and indirect methods. *Oceanologica Acta* 23(3): 339-346.
- Piazzi L., Balata D., Ceccherelli G., Cinelli F., 2001 - Comparative study of the growth of the two cooccurring introduced green algae *Caulerpa*

taxifolia and *Caulerpa racemosa* along the Tuscan coast (Italy, Western Mediterranean). *Cryptogamie algologie* 22, pp. 459-466

Porcher M., Jeudy de Grissac A. 1984 - Impact des mouillages forains sur l'herbier *Posidonia oceanica*. *International workshop on Posidonia oceanica beds*. Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edit., *GIS Posidonie publ., Fr.*, 1, 145-148

Procaccini, G., Piazzì L.. 2001. Genetic polymorphism and transplantation success in the mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Restoration Ecology* 9:332–338.

Reyes J., Sanson M., Alfonso-Carrillo J. (1995) - Leaf phenology, growth and production of the seagrass *Cymodocea nodosa* at El Medano (South of Tenerife, Canary Islands). *Bot. Mar.*, 38: 457-465

Seddon S, Connolly RM, Edyvane KS (2000). Large-scale seagrass dieback in northern Spencer Gulf, South Australia. *Aquatic Botany* 66: 297-310.

Seddon, S. 2004. Going with the flow: Facilitating seagrass rehabilitation. *Ecological Management & Restoration Vol. 5, N° 3*, 167-176.

Shafer D.J., (2008). GigaUnit Transplant System: A New Mechanical Tool for Transplanting Submerged Aquatic Vegetation.

Sheridan P., McMahan G., Hammerstrom K., Pulich W., 1998. Factors affecting restoration of *Halodule wrightii* to Galveston Bay, Texas. *Restor. Ecol.* 6.

Short Short, F.T., Coles, R.G. (Eds.), 2001. Global Seagrass Research Methods. *Elsevier Science, Amsterdam*.

Short F.T. Carruthers , W. Dennison , M. Waycott (2007) Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350 (2007) 3–20

Sculthorpe C.D., 1967: The biology of aquatic vascular plants. St. Martins Press, N.Y., 610 pp.

Thorhaug, A. 1986. Review of seagrass restoration efforts. *Ambio* 15: 110–117.

- van Breedveld J F (1975). Transplanting of seagrasses with special emphasis on the importance of substrate. *Flamish Mararine Research Publications* 17: 1-26.
- Vangeluwe D. (2006). Effets de la transplantation sur la biometrie et sur la dynamique des nutriments, du carbone et de la chlorophylle de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Tesi di dottorato. Università di Liegi*.
- Van Keulen M., Paling E.I., Walker C. J., 2003. Effect of Planting Unit Size and Sediment Stabilization on Seagrass Transplants in Western Australia. *Restoration Ecology Vol. 11 No. 1, pp. 50–55*
- Walker, C.J., 1994. The Effect of Size and Sediment Stabilization on the Survival of Seagrass Transplants in Owen Anchorage, Western Australia. *Marine and Freshwater Research Laboratory, Murdoch University, Perth, WA, p. 104*.
- Wear R. J., (2006). Recent advances in research into seagrass restoration. *Prepared for the Coastal Protection Branch, Department for Environment and Heritage. SARDI Aquatic Sciences Publication No. RD 04/0038-4. SARDI Aquatic Sciences, Adelaide*
- West R.J., Larkum A.W.D., King R.J., 1989. Regional studies - seagrasses of Southeastern Australia. In: Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. edits. *Biology of Seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian Region. Elsevier publ., Amsterdam: 230-260*.
- Wittmann K., 1984, Temporal and morphological variations of growth in a natural stand of *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *PSZN: Marine Ecology*, 5(4): 301-316
- Wittmann K., Mazzella L., Fresi E., 1981, Age specific patterns of leaf growth: their determination and importance for epiphytic colonization in *Posidonia oceanica*. *Réun. P. V. Commiss. Intern. Explor. Sci. Médit., Monaco, 27 (2): 189-191*
- Zieman J.C., 1974 – Methods for the study of growth and production of turtle grass. *Acquaculture*, 4: 139-143