



SeaForest LIFE

LIFE17 CCM/IT/000121

Azione C.5.1

Manuale di buone pratiche per il riutilizzo di semi e germogli spiaggiati e delle talee di *Posidonia oceanica* rimosse da mareggiate e eventi di ancoraggio



Beneficiario responsabile: ISPRA

Autori: Silvia Maltese, Sante Francesco Rende, Marina Pulcini, Alfonso Scarpato

Con il contributo di: Maria Cristina Gambi¹, Stefano Acunto², Luigi Piazzì², Francesco Cinelli², Jorge Terrados³, Inès Castejón-Silvo³, Sebastiano Calvo⁴

¹ Istituto Nazionale di Oceanografia e Geofisica Sperimentale, OGS, Trieste; **§1.3;**

² International School For Scientific Diving "Anna Proietti Zolla" (Issd); **Box 5;**

³ Mediterranean Institute Of Advanced Studies, IMEDEA (CSIC-UIB); **Box 6;**

⁴ Biosurvey s.r.l. Spin-off accademico dell'Università degli Studi di Palermo; **Box 7**



INDICE

Sintesi	4
Abstract	5
Premessa: Il progetto SeaForest LIFE	6
1. Le praterie di <i>Posidonia oceanica</i> : funzioni e minacce	8
1.1. La <i>Posidonia oceanica</i>	8
1.2. Importanza ecologica e minacce	12
BOX 1: Impatto degli ancoraggi sul posidonieto	14
1.3. <i>Posidonia oceanica</i> : effetti dei cambiamenti climatici e ruolo nella loro mitigazione (a cura di Maria Cristina Gambi)	17
<u>1.3.1. Effetti della temperatura</u>	18
<u>1.3.2. Effetti dell’acidificazione marina</u>	19
<u>1.3.3. Mitigazione dei cambiamenti climatici</u>	21
1.4. Misure di tutela delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i>	24
BOX 2: Quadro normativo di riferimento	24
2. Interventi di rinfoltimento delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> : stato dell’arte.....	26
BOX 3: Sistemi di ancoraggio al substrato.....	29
2.1. Riforestazione mediante l’utilizzo di talee	30
2.2. Riforestazione mediante l’utilizzo di semi e giovani plantule	33
BOX 4: Fioritura e fruttificazione delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i>	33
2.3. Progetti di riforestazione svolti con il contributo UE	36
3. Buone pratiche per il riutilizzo di semi, germogli e talee spiaggiate.....	43
3.1. Raccolta di frutti, germogli e talee	44
3.2. Coltivazione di frutti, germogli e talee	46
3.3. Utilizzo del materiale vegetale per azioni di riforestazione	48
BOX 5: Esempio di buone pratiche di rinfoltimento delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> . Utilizzo di biostuoie per il ripristino di praterie di <i>Posidonia oceanica</i> (a cura di Stefano Acunto, Luigi Piazzì e Francesco Cinelli).....	49

BOX 6: Esempio di buone pratiche di rinfoltimento delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> . Red Eléctrica De España (REE) Marine Forest, un trapianto di 2 ettari di <i>Posidonia oceanica</i> nella baia di Pollença, Maiorca (Isole Baleari, Spagna) (a cura di Jorge Terrados e Inès Castejón-Silvo)	52
BOX 7: Esempio di buone pratiche di rinfoltimento delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> . Utilizzo Di supporti in MaterBi per operazioni di riforestazione (a cura di Sebastiano Calvo)	58
3.4. L'esperienza SeaForest	61
4. Considerazioni finali	64
5. Bibliografia.....	66
Glossario	84

SINTESI

La *Posidonia oceanica* (L.) Delile è una specie endemica del Mar Mediterraneo. Le sue praterie rappresentano uno degli ecosistemi marini più importanti per l'uomo, ma purtroppo nelle ultime decadi sono state soggette ad eventi di degrado, spesso causati dall'azione umana.

Fortunatamente ad oggi, riconosciuta la loro importanza, esistono molti strumenti mirati alla protezione e recupero dei posidonieti.

Negli ultimi decenni sono state sviluppate numerose tecniche per ripristinare i posidonieti, basate sia sul trapianto di talee, sia sull'utilizzo di semi e giovani plantule.

In base ai dati disponibili su scala mondiale, i risultati in termini di successo dei trapianti di fanerogame marine restano alquanto contrastanti; tuttavia, alcune delle esperienze più recenti sembrano indicare risultati incoraggianti, soprattutto nel caso di interventi a piccola scala con talee, semi e giovani plantule di *P. oceanica*.

Inoltre, negli ultimi anni sono stati molti i progetti finanziati nell'ambito di programmi europei che si sono occupati di operazioni di riforestazione e rinfoltimento di praterie di fanerogame marine.

Il "Manuale di buone pratiche per il riutilizzo di semi e germogli spiaggiati e delle talee di *Posidonia oceanica* rimosse da mareggiate e eventi di ancoraggio", previsto dall'azione C.5 del Progetto SeaForest "***Posidonia meadows as carbon sinks of the Mediterranean***" (LIFE17 CCM/IT/000121), nasce con l'intento di proporre metodi efficaci e sostenibili per la riforestazione di aree circoscritte caratterizzate da danni fisici (es. cicatrici da ancoraggio).

Le metodiche suggerite riguarderanno sia il reperimento dei materiali vegetali (effettuato anche avvalendosi della *citizen science*), sia la conservazione, coltivazione e corretto utilizzo degli stessi per le operazioni di ricucitura della *matte*.

ABSTRACT

Posidonia oceanica (L.) Delile is an endemic seagrass species of the Mediterranean Sea and should be considered one of the most important shallow marine ecosystems, but unfortunately the *Posidonia* meadows are in decline, mostly related to human activities.

The growing awareness of the ecological role of this habitat has prompted increasing efforts to protect existing beds and the activities to restore degraded habitats are increased

In recent decades, many techniques have been developed to restore *Posidonia* beds, including the transplantation of adult seagrasses as well as the use of seeds and seedlings.

On the basis of the available data, the results in terms of seagrass success of transplants remain controversial; however, some of the more recent experiences seem to indicate encouraging results, especially in the case of small-scale interventions with *P. oceanica* fragments, seeds and seedlings.

Moreover, in recent years many projects regarding reforestation operations and replenishment of seagrass beds have been financed through European financial contributions.

The “**Handbook of good practices for the use of *Posidonia oceanica* beached seeds, seedlings and fragments**”, planned as a specific product of the project SeaForest LIFE “**Posidonia meadows as carbon sinks of the Mediterranean**” (LIFE17 CCM/IT/000121) Action C.5, was written with the purpose of providing effective and ecologically-friendly techniques for the reforestation of small areas of meadows damaged by physical abrasion on the seafloor (eg anchor scars).

The suggested methods will concern both the collection of seeds and fragments (also involving stakeholders), both the conservation, cultivation and planting.

PREMESSA

Le praterie di *Posidonia oceanica* rappresentano un *habitat* molto importante per il Mar Mediterraneo. Purtroppo nelle ultime decadi questi preziosi ecosistemi sono stati soggetti ad eventi di degrado, spesso causati dall'azione umana. Fortunatamente ad oggi, riconosciuta l'importanza di questo *habitat*, esistono molti strumenti mirati alla sua protezione e recupero, come verrà approfondito nel **§ 1.4 (“Misure di tutela delle praterie di *Posidonia oceanica*”)**.

Il presente manuale, sviluppato nell'ambito del progetto **SeaForest LIFE** e definito sulla base dei più recenti studi e sui risultati ottenuti da recenti progetti sull'argomento, ha lo scopo di proporre delle buone pratiche da mettere in atto per la corretta gestione e riutilizzo di semi, germogli e talee spiaggiate di *Posidonia oceanica*. Tale manuale rispetta quanto contenuto nell'**azione C.5**, che intende realizzare interventi di rivegetazione dei posidonieti effettuando "ricuciture" in aree degradate e nei vuoti rimasti dopo la rimozione dei corpi morti non più funzionanti (**azione C.3**).

Il progetto SeaForest LIFE

Il progetto **SeaForest LIFE “*Posidonia meadows as carbon sinks of the Mediterranean*”** (LIFE17 CCM/IT/000121) è un progetto finanziato nell'ambito del Programma LIFE nel settore prioritario con tematiche nella mitigazione al cambiamento climatico (Sottoprogramma 'Azioni per il Clima 2017'). Il progetto ha come obiettivo generale l'incremento della capacità dei serbatoi di carbonio presenti nelle praterie di *Posidonia oceanica*, mediante azioni di riduzione del degrado e il successivo consolidamento dell'*habitat* 1120* “Praterie di Posidonia” (*Posidonion oceanicae*). A tale scopo sono stati quantificati i depositi di carbonio e stimato il tasso di modifica (**azione A.1**) imputabile al degrado dovuto agli ancoraggi e ormeggi delle imbarcazioni da diporto in differenti aree di progetto: **l'Area Marina Protetta (AMP) di Santa Maria di Castellabate, AMP Costa degli Infreshi e della Masseta** (Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni), **AMP Isola dell'Asinara** (Parco Nazionale dell'Asinara), **Parco Nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena** (Figura 1).



Figura 1. Parchi Nazionali coinvolti nel progetto SeaForest LIFE

Il progetto prevede che siano svolte azioni mirate alla riduzione del degrado dell'*habitat* dovuto agli ancoraggi: si stanno infatti predisponendo **piani di gestione degli ormeggi (azione C.2)**, mirati alla regolamentazione dell'accesso delle imbarcazioni nelle zone in cui sono presenti i posidonieti, e verranno installati ormeggi eco-compatibili in sostituzione di quelli già presenti non più funzionanti (**azione C.3**). Nelle aree degradate dei posidonieti, laddove presenti condizioni idonee, il progetto intende utilizzare semi, germogli e talee spiaggiate di *P. oceanica* per effettuare **ricuciture della matte morta**, promuovendo così il rinfoltimento dell'*habitat* (**azione C.5.**) (§3.3 "Utilizzo del materiale vegetale per azioni di riforestazione").

Oltre ad occuparsi della prateria, il progetto ha tra i suoi obiettivi la **gestione sostenibile dei residui vegetali spiaggiati (banquettes)** (**azione C.4**) e quantificherà economicamente i benefici derivanti dalle azioni di tutela previsti dalle azioni progettuali, creando un **mercato dei crediti di carbonio** (**azione C.6**).

Infine, ci sarà un coinvolgimento delle AMP italiane per promuovere progetti di **trasferimento dei risultati conseguiti** e l'istituzione del "**Laboratorio Malta**", per l'adozione del modello SeaForest anche all'interno delle AMP maltesi (**azione C.7**).

1. Le praterie di *Posidonia oceanica*: funzioni e minacce

1.1. La *Posidonia oceanica*

Le fanerogame marine rappresentano specie-chiave nel funzionamento degli ecosistemi costieri, infatti modificano profondamente gli ambienti che colonizzano, dando luogo a sistemi specifici (praterie) tra i più diversificati, complessi e produttivi presenti lungo la fascia costiera di quasi tutti gli oceani e mari (Short e Coles, 2001). Le specie autoctone presenti nel Mar Mediterraneo sono cinque, ma nel loro insieme contribuiscono a formare una cintura molto estesa lungo la fascia costiera. Tra queste la specie endemica del nostro bacino è *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813. Essa costituisce uno degli ecosistemi più importanti degli ambienti costieri, per la funzione che svolge sia negli equilibri ecologici che in quelli fisici del sistema litorale, offrendo una notevole serie di servizi ecosistemici (Campagne *et al.*, 2015).

La specie colonizza sia fondali rocciosi che sabbiosi, dalla superficie fino a 40 m di profondità, formando delle vere e proprie praterie sommerse che nel Mediterraneo occupano un'area stimata di circa 12000 km² (Telesca *et al.*, 2015).

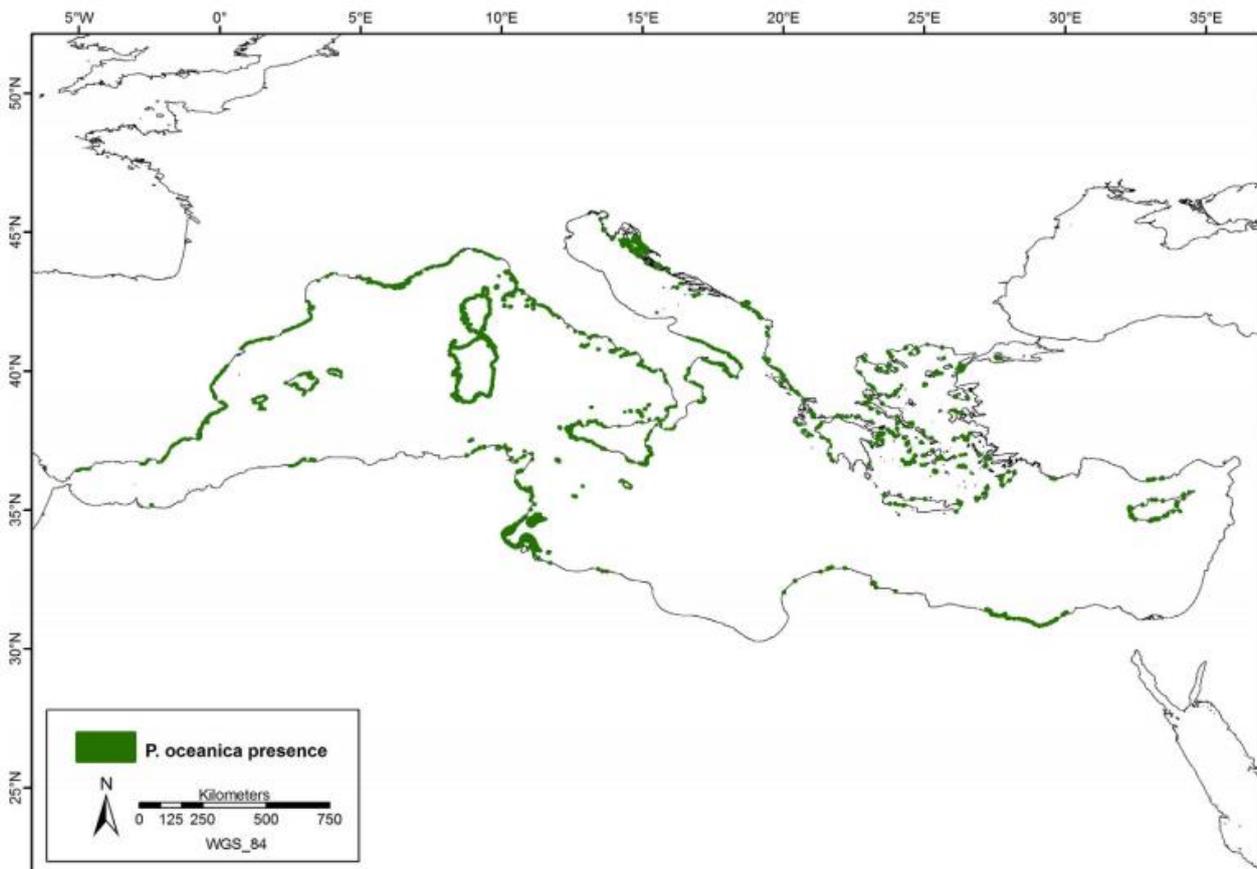


Figura 1.1. Distribuzione delle praterie di *Posidonia oceanica*. La distribuzione (aree verdi) è basata su informazioni spaziali disponibili sulla presenza di *P. oceanica* (da Telesca *et al.*, 2015).

Lungo il bacino orientale le praterie risultano essere meno diffuse e addirittura assenti lungo le coste egiziane, palestinesi, israeliane e libanesi (Boudouresque *et al.*, 2012). Per quanto riguarda la parte occidentale del bacino, le praterie sono molto diffuse, nonostante siano rare o assenti in alcune zone come la porzione più settentrionale del Mar Adriatico (Gamulin-Brida, 1974), tra il delta del Reno e Port la Nouvelle (Boudouresque e Meinesz, 1982), in prossimità dello stretto di Gibilterra (Marbà *et al.*, 1996; Gobert *et al.*, 2006; Giakoumi *et al.*, 2013) (Figura 1.1). Questa distribuzione deriva dal fatto che *P. oceanica* è specie stenoalina, poco tollerante a salinità inferiori al 33‰ (come alla foce dei fiumi) o superiori al 39‰ (Boudouresque *et al.*, 2006), e non tollera temperature superiori ai 28-29 °C (Celebi *et al.*, 2006).

Essendo una pianta superiore è costituita da strutture vegetative differenziate quali radici, fusti e foglie (Figura 1.2).

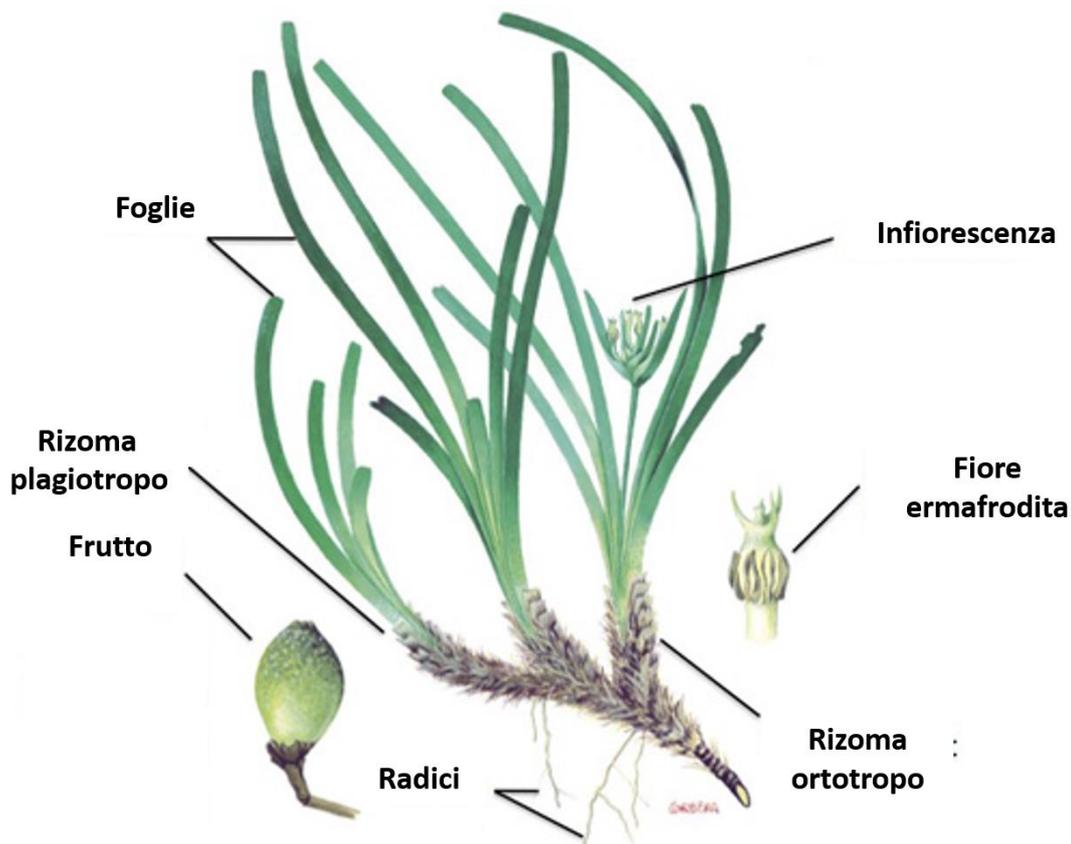


Figura 1.2. Pianta di *Posidonia oceanica* (immagine di Jordi Corbera; da AA. VV., 2004)

I fusti sono modificati in rizomi, strutture lignificate che raggiungono in media lo spessore di 1 cm; tali strutture possono svilupparsi sia parallelamente (rizomi plagiotropi) che perpendicolarmente (rizomi ortotropi) al fondale (Mazzella *et al.*, 1986). Non esiste una differenza funzionale tra i due tipi di rizomi: sono le condizioni ambientali a determinarne la modalità di crescita, favorendo quella orizzontale per consentire alla prateria di propagarsi lateralmente colonizzando nuovi spazi e quella

1. Le praterie di *Posidonia oceanica*: funzioni e minacce

verticale per evitare che il progressivo depositarsi di sedimento seppellisca gli apici meristemati e per meglio catturare la radiazione luminosa (Boudouresque *et al.*, 1984; Cinelli *et al.*, 1995; Manzanera *et al.*, 1998; Cabaço *et al.*, 2008). Questi due tipi di accrescimento sono all'origine delle tipiche strutture a terrazzo costituite dall'intreccio di più strati di rizomi, di radici e di sedimento intrappolato tra questi: le *mattes* (Peres e Picard, 1964) (Figura 1.3). Queste strutture biocostruite sono in grado di accrescersi verticalmente nel tempo, in relazione al tasso di deposizione del sedimento, il quale ne determina la crescita verso l'alto, e all'esposizione al moto ondoso e alle correnti che possono invece causarne l'erosione. Molinier e Picard (1952) hanno stimato un'elevazione media di tale struttura di circa 1 m ogni secolo, mentre altri studi hanno mostrato crescita medie meno elevate: 10 cm/secolo (Boudouresque e Jeudy de Grissac, 1983) e 18 cm/secolo (Mateo *et al.*, 1997). Nella parte superiore del rizoma è situato l'apice vegetativo da cui originano le foglie nastriformi, organizzate in ciuffi e lunghe fino ad 1 m (Boudouresque e Jeudy de Grissac, 1983).



Figura 1.3. *Matte di Posidonia oceanica* (foto di Dimitris Poursanidis)

P. oceanica si riproduce sia per via vegetativa che per via sessuata. La riproduzione vegetativa avviene per "stolonizzazione", ed è il principale meccanismo di propagazione della pianta. La riproduzione sessuata, molto più rara, avviene grazie alla presenza di fiori ermafroditi raggruppati

in infiorescenze portate da uno stelo posto al centro del ciuffo e avvolte da brattee floreali (Cinelli *et al.*, 1995) (Figura 1.4).

Il frutto di questa pianta, che ricorda nell'aspetto un'oliva, giunto a maturazione completa si stacca dalla pianta madre e, grazie alle sostanze oleose presenti nel pericarpo, galleggia sulla superficie dell'acqua e viene trasportato dalle correnti, permettendo alla pianta di colonizzare nuove aree (Molinier e Picard, 1952; Den Hartog, 1970; Buia e Mazzella, 1991). Al tempo stesso questa modalità riproduttiva può determinare lo spiaggiamento di notevoli quantità di frutti e semi, abbassando notevolmente il successo riproduttivo di questa specie.



Figura 1.4. Fiori (a sinistra; foto di D. Corsini) e frutti (a destra; foto di A. Tomasello) di *Posidonia oceanica*.

1.2. Importanza ecologica e minacce al posidonieto

Le praterie di *P. oceanica* rivestono una notevole importanza nell'economia del sistema marino costiero per numerosi motivi: questa fanerogama marina, oltre ad essere un bioindicatore della qualità delle acque (Pergent *et al.*, 1995; Montefalcone, 2009), svolge un importante ruolo sia economico, sia nel mantenimento degli equilibri fisici e ecologici dell'ambiente marino (Bell e Harmelin-Vivien, 1983; Jeudy de Grissac e Boudouresque, 1985; Gambi *et al.*, 1989; Romero *et al.*, 1992; Duarte e Chiscano, 1999; Duarte, 2002). Ha una funzione importante nella protezione delle coste sia grazie alla capacità di stabilizzazione dei fondali operata dal suo apparato radicale e stolonifero, sia nella riduzione dell'azione erosiva del moto ondoso sul litorale attuata dallo strato fogliare che contribuisce alla riduzione dell'idrodinamismo (Stephane e Colombe, 2012; Boudouresque, 2013) e dalla presenza sulla riva di accumuli di foglie morte (*banquettes*) (Jeudy De Grissac, 1984a).

Inoltre, i posidonieti contribuiscono significativamente all'ossigenazione delle acque (1 m² di prateria può produrre giornalmente da 4 a 20 litri di ossigeno; Bay, 1978) e alla produzione di sostanza organica (1 ettaro di prateria ne produce circa 20 tonnellate in un anno; Boudouresque e Meinesz, 1982), fonte di cibo per numerosi organismi e punto di partenza di una complessa rete trofica (Mazzella *et al.*, 1992; Mazzella e Zupo, 1995; Giakoumi *et al.*, 2015). Questa elevata produttività primaria, oltre ad avere come effetto la concentrazione di una fauna molto variegata, spesso di interesse economico per la zona del litorale in cui si trova (Pergent *et al.*, 1994), consente ai posidonieti di sequestrare grandi quantità di carbonio chiamato "*blue carbon*" e quindi di sottrarre grandi quantità di anidride carbonica dall'atmosfera (Mcleod *et al.*, 2011). Gli ecosistemi *blue carbon*, tra cui le praterie di fanerogame, possono quindi aiutare a ridurre i rischi e gli impatti dovuti al cambiamento climatico, con molteplici co-benefici (Bindoff *et al.*, 2019).

Infine, le praterie di *P. oceanica* ospitano numerose specie, per le quali rappresentano un'area di riproduzione, *nursery* o *habitat* permanente: è stato stimato che circa il 25% delle specie mediterranee vivano nei posidonieti, i quali rappresentano un *hotspot* di biodiversità unico (Boudouresque e Meinesz, 1982; Bell e Harmelin-Vivien, 1983; Bellan-Santini *et al.*, 1994; Francour, 1997; Boudouresque, 2004; Boudouresque *et al.*, 2012).

Tutte le funzioni sopra elencate rendono questo ecosistema unico, tra i più preziosi della biosfera per gli importanti servizi ecosistemici forniti (Costanza *et al.*, 1997; Duarte, 2002); Campagne *et al.* (2015) hanno stimato il valore economico totale di *P. oceanica* sia come specie che a livello di prateria, identificando e valutando i servizi ecosistemici di questa specie, e attribuendo un valore ai

beni e servizi forniti. Malgrado vi sia una sottostima dovuta ad una mancanza di dati, questo valore è stato stimato tra i 283 e i 513 € per ettaro per anno (Campagne *et al.*, 2015).

Nonostante la loro riconosciuta importanza, dagli anni '50 stiamo assistendo ad una progressiva regressione e/o degrado delle praterie, spesso a causa di attività umane che agiscono sinergicamente tra loro (Boudouresque *et al.*, 2012; Giakoumi *et al.*, 2015). Le cause vanno ricercate sia in processi di tipo fisico-meccanico, come il raschiamento dovuto agli attrezzi da pesca e l'erosione meccanica provocata dalle ancore delle imbarcazioni da diporto (**§1.2 "Importanza ecologica e minacce"; BOX 1: Impatti al posidonieto dovuti agli ancoraggi**), la costruzione di opere costiere (Sanchez-Lizaso *et al.*, 1990; Ruiz *et al.*, 1999; Astier, 1984; Blanc e Jeudy de Grissac, 1989; Ruiz *et al.*, 1993; Guidetti e Fabiano, 2000), sia in processi di tipo chimico-fisico, come gli impianti di ittiocoltura (Terlizzi *et al.*, 2010) e la contaminazione ambientale dovuta, ad esempio, agli scarichi di reflui urbani e industriali (Pérès, 1984; Bourcier, 1989; Pergent-Martini e Pergent, 1995; Delgado *et al.*, 1997; Ruiz *et al.*, 2001).

Anche la diffusione di specie vegetali alloctone invasive e di grande capacità colonizzatrice, le quali possono entrare in competizione con questa fanerogama marina, può causare danni alle praterie e ostacolarne i processi di ricolonizzazione dove queste risultino diradate o danneggiate (Ceccherelli e Cinelli, 1999; Ceccherelli *et al.*, 2000, Montefalcone *et al.*, 2007, 2010).

Anche il cambiamento climatico, il quale potrebbe portare a un generale riscaldamento del Mar Mediterraneo ed un incremento dei fenomeni meteorologici estremi, potrebbe avere conseguenze su questa specie, sia a causa dell'aumento della temperatura media dell'acqua, sia a causa della sua progressiva acidificazione (**§1.3. *Posidonia oceanica*: effetti dei cambiamenti climatici e ruolo nella loro mitigazione**).

BOX 1. IMPATTO DEGLI ANCORAGGI SUL POSIDONIETO

Le praterie di *Posidonia oceanica* sono particolarmente sensibili alle attività antropiche che possono avere su di esse un impatto diretto per azione meccanica. Tra questi impatti meccanici, quello più frequentemente menzionato come causa di degrado è l'azione dovuta alle ancore, sia di piccole imbarcazioni da diporto, sia di imbarcazioni di grandi dimensioni, come navi cargo o navi da crociera (Boudouresque *et al.*, 2012). L'entità del danno provocato dagli ancoraggi dipende da fattori quali la dimensione dell'ancora e della sua catena, le



Fotografia aerea di Callala Bay (Australia) (da Demers *et al.*, 2013)

condizioni meteorologiche, la densità e la frequenza degli ancoraggi, la profondità alla quale avvengono, il tipo di ancora utilizzata e le dimensioni delle imbarcazioni (Francour, 1997; Francour *et al.*, 1999; Milazzo *et al.*, 2004; Boudouresque *et al.*, 2012). Mentre ripetuti ancoraggi di navi di grosse dimensioni possono provocare danni su larga scala (Ganteaume *et al.*, 2005; Abadie *et al.*, 2015), l'ancoraggio, spesso incontrollato, delle piccole imbarcazioni da diporto può avere un impatto importante a scala locale (Francour *et al.*, 1999; Milazzo *et al.*, 2004; Montefalcone *et al.*, 2006; Ceccherelli *et al.*, 2007). Infatti i posidonieti, trovandosi in acque costiere poco profonde, ricoprono fondali che spesso coincidono con i siti ideali per l'ancoraggio (Montefalcone *et al.*, 2008).

I danni possono essere arrecati sia a livello individuale, con rimozione di foglie e rizomi (Ceccherelli *et al.*, 2007), sia a livello di popolazione, con una diminuzione della densità dei germogli e la copertura del posidonieto (Francour *et al.*, 1999). L'azione meccanica esercitata dalle ancore può avvenire sia al momento dell'ancoraggio, durante il quale l'ancora può danneggiare i rizomi su cui cade o su cui scivola prima di afferrare la presa; mentre l'imbarcazione è ancorata, periodo in cui la catena potrebbe muoversi a causa dell'idrodinamismo strappando le foglie; durante il sollevamento dell'ancora, quando questa potrebbe rompere i rizomi ai quali si è agganciata o addirittura strappare blocchi di *matte* (Boudouresque *et al.*, 2012). Anche i sistemi di ancoraggio stabili (corpi morti) utilizzati stagionalmente possono provocare effetti negativi che, seppur in modo circoscritto, possono lasciare pesanti segni sulla struttura di *P. oceanica* (Montefalcone *et al.*, 2006). Una delle conseguenze principali del disturbo legato agli ancoraggi è la comparsa, all'interno delle praterie, di chiazze di fondo nudo (sabbia o *matte* morta) che portano, nel tempo, ad una graduale frammentazione del paesaggio con un conseguente aumento del suo grado di eterogeneità, accompagnato da una perdita dell'integrità degli ecosistemi presenti (Duarte *et al.*, 2006).

Una valida alternativa all'ancoraggio diretto è la realizzazione di aree di sosta (campi ormeggio) con gavitelli assicurati al fondale da sistemi a basso impatto ambientale e visivo, capaci di attenuare il fenomeno dell'erosione dei fondali e la conseguente perdita di biodiversità.

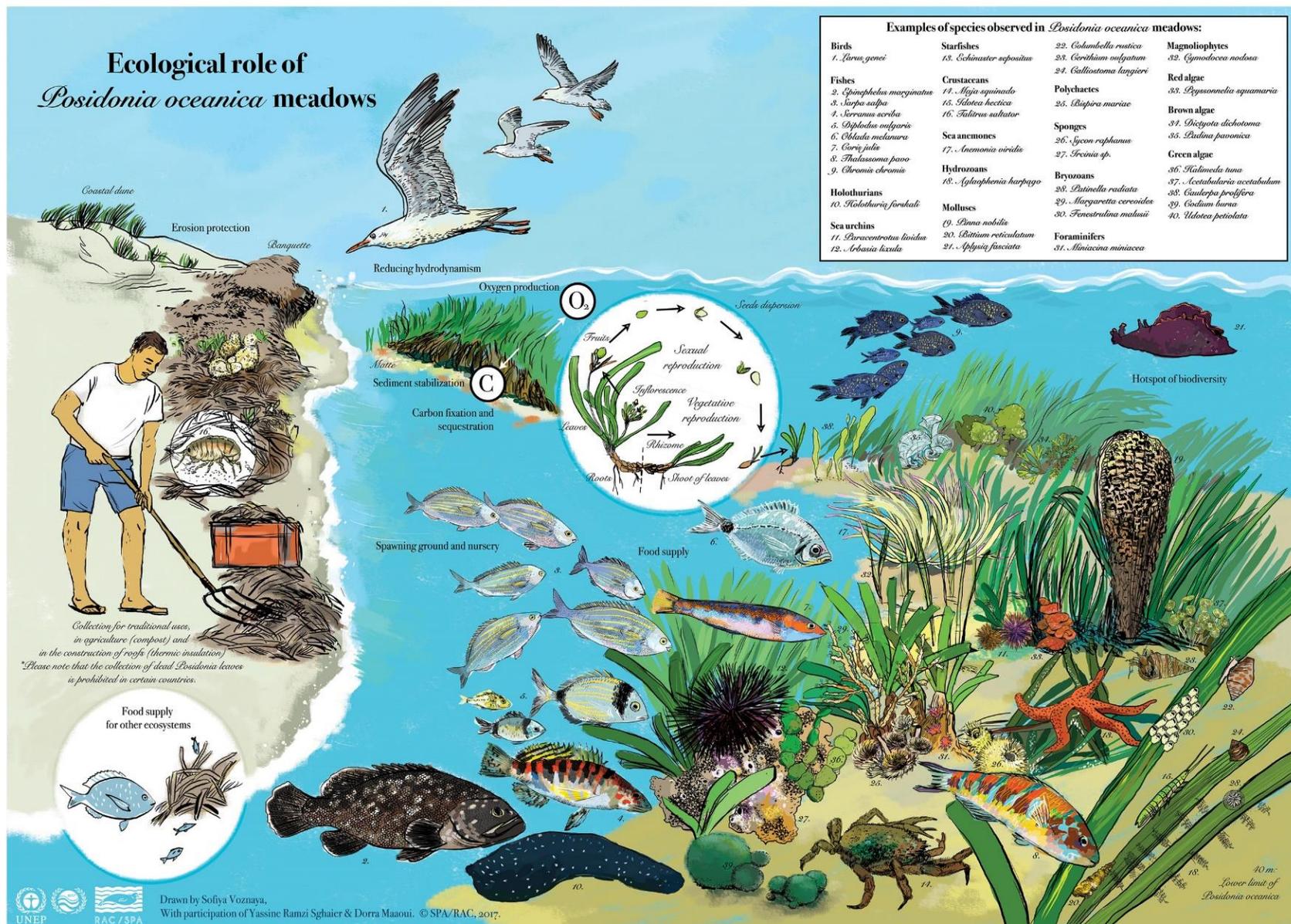


Figura 1.5. Ruolo ecologico di *Posidonia oceanica* (http://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc_medmpanet2/a2posidonie_eng.pdf)

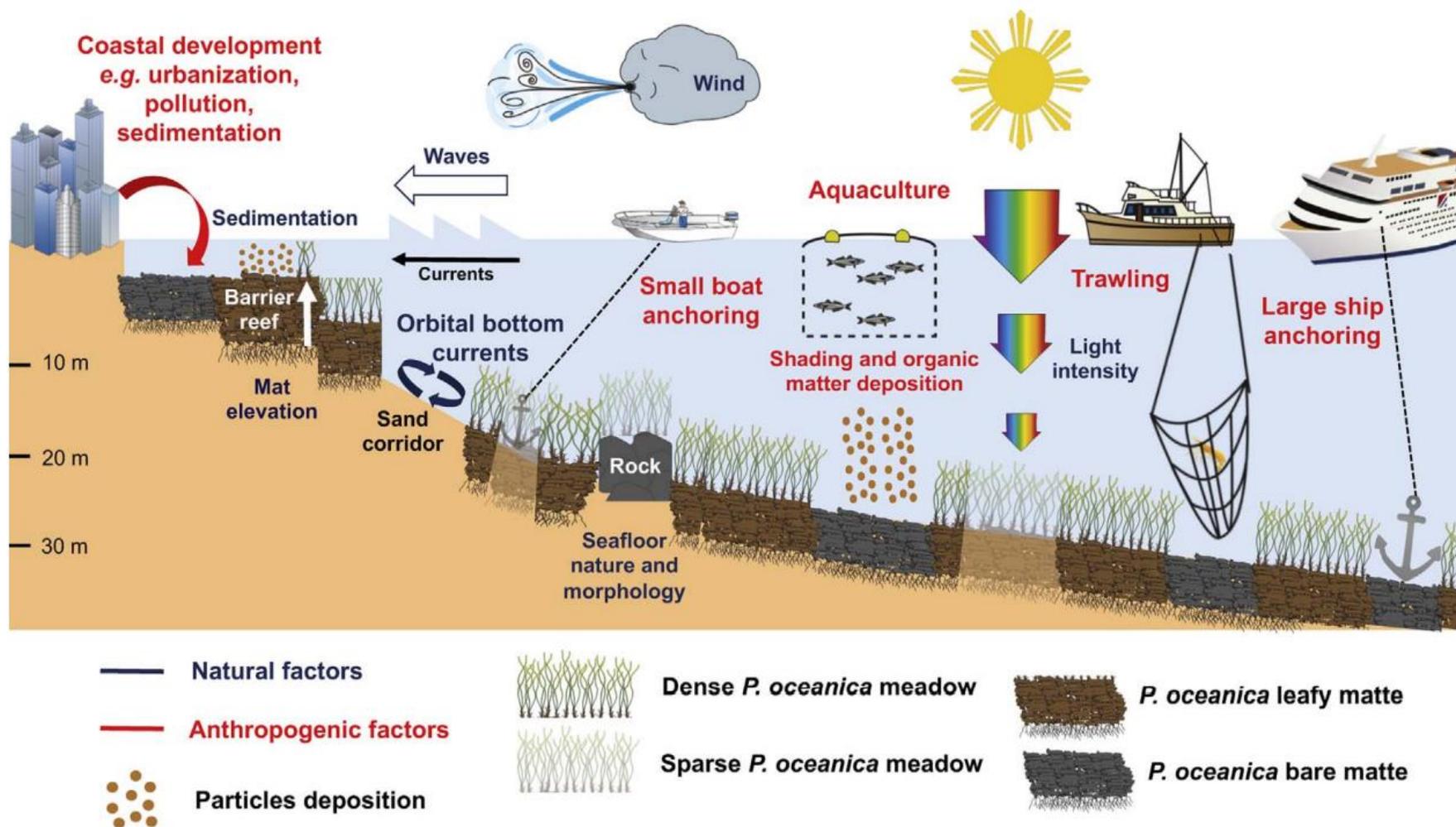


Figura 1.6. Diagramma schematico raffigurante i fattori naturali ed antropici che influenzano il paesaggio sottomarino delle praterie di *P. oceanica* (da Abadie *et al.*, 2018)

1.3. *Posidonia oceanica*: effetti dei cambiamenti climatici e ruolo nella loro mitigazione

A cura di Maria Cristina Gambi,
ricercatrice associata Istituto Nazionale di Oceanografia e Geofisica Sperimentale, OGS, Trieste

Le fanerogame marine, in quanto piante superiori e che costituiscono sistemi costieri estesi anche numerosi ettari, e nel caso di *Posidonia oceanica*, vere e proprie foreste, sono specie in varia misura sottoposte a stress multipli dell'ambiente marino, inclusi gli effetti del cambiamento climatico, che possono alterare il funzionamento dei loro sistemi e della complessa rete trofica che sviluppano (Boudouresque *et al.*, 2009; Giakoumi *et al.*, 2015). D'altra parte, proprio in quanto rimuovono enormi quantità di CO₂ (*blue carbon*), e nel caso di *Posidonia* lo immobilizzano per millenni nella *matte*, i sistemi a fanerogame contribuiscono in maniera rilevante a mitigare l'impatto dei cambiamenti climatici sull'ambiente marino.

La regressione delle praterie di fanerogame a livello globale, è ben documentata e generalmente legata a pressioni antropiche dirette di varia natura, mentre gli effetti del cambiamento climatico, che potrebbe essere causa di nuove significative regressioni, sono ancora relativamente meno conosciuti. Le principali minacce ai sistemi a fanerogame dovute al cambiamento climatico sono riconducibili all'aumento della temperatura superficiale, aumento del livello marino e aumento della frequenza ed intensità di fenomeni di tempeste ed altri fenomeni meteomarinari estremi (Short e Neckles, 1999). Inoltre, un altro effetto indiretto del riscaldamento delle acque è quello legato alla introduzione di macrofite alloctone di origine tropicale e spesso a carattere invasivo che possono competere con le fanerogame native (Pergent *et al.*, 2014). Infine, da oltre due decenni è emerso anche il problema dell'acidificazione degli oceani (*Ocean acidification*- OA; Caldeira e Wickett, 2003; IPCC, 2019), che aggiunge un ulteriore fattore di stress per i sistemi a fanerogame e le comunità che queste ospitano.

Il Mar Mediterraneo è considerato un "hotspot di biodiversità" (4-18% delle specie dell'oceano globale) ed un crocevia biogeografico tra Atlantico e Indo-Pacifico, in cui il 25% delle specie è composta da endemismi (Bianchi e Morri, 2000), e un "oceano in miniatura" dal punto di vista oceanografico (Béthoux e Gentili, 1999). Un bacino che rappresenta inoltre una delle aree marine più sensibili al cambiamento climatico e che meglio lo ha registrato nella sua lunga e complessa storia geologica (Taviani, 2003; Lejeusne *et al.*, 2010, Bianchi *et al.*, 2011). Pertanto gli ecosistemi del Mediterraneo sono cambianti anche drasticamente, attraversando periodi caldi e freddi, aperture e chiusure di vie di collegamento con l'Atlantico ed il Mar Rosso, ed una vera e propria crisi di disseccamento (crisi del Messiniano). Tuttavia, il tasso di cambiamento attuale dovuto a riscaldamento ed acidificazione è molto veloce e mai registrato prima, una velocità che potrebbe

non consentire a specie ed ecosistemi di potersi adattare, con conseguenti estinzioni, anche a livello locale.

La problematica relativa agli effetti del cambiamento climatico sulle fanerogame sta quindi suscitando un notevole interesse nella comunità scientifica, anche in Mediterraneo, e sono ad oggi disponibili diversi studi che documentano effetti diretti ed indiretti di temperatura ed acidificazione marina, molti dei quali coinvolgono anche i sistemi a *Posidonia oceanica*.

1.3.1. Effetti della temperatura

Posidonia oceanica è una specie piuttosto sensibile alle temperature elevate, ed il limite letale superiore per la sua distribuzione è 29 °C (Augier *et al.*, 1980). Inoltre, la pianta sviluppa praterie estese e in buono stato nelle zone dove le temperature estive di solito raggiungono 24-25 °C (ad es. Mar Tirreno, Sardegna, Corsica, Baleari). In rapporto al regime di temperatura, Zupo *et al.* (1997) hanno stabilito un modello di produzione, in cui il tasso di produzione di *Posidonia oceanica* è direttamente collegato alla temperatura prevalente nei 3-4 mesi prima del pattern osservato in un dato momento. I primi studi che hanno documentato gli effetti dell'aumento della temperatura, a seguito di "onde di calore" sulla pianta e la prateria, sono quelli di Mayot *et al.* (2005) e Marbà e Duarte (2010) a seguito di anomalie termiche estive.

Mayot *et al.* (2005) a seguito dell'anomalia termica (onda di calore) del 1999, che ha colpito il Mar Ligure ed il sud della Francia (Cerrano *et al.*, 2000), ha studiato la risposta di *Posidonia oceanica* mediante la tecnica della lepidocronologia. I risultati hanno mostrato un calo significativo di alcuni parametri (numero di foglie e/o crescita del rizoma per i tre siti interessati dall'evento di mortalità di massa rilevati nell'anno successivo all'onda di calore. Lo studio di Marbà e Duarte (2010) effettuato a Cabrera (Isole Baleari) ha rilevato che la temperatura massima annuale media per il 2002-2006 è stata di 1 C° al di sopra delle temperature registrate nel 1988-1999 (26,6 °C), a causa di due onde di calore che hanno colpito la regione (con riscaldamento dell'acqua di mare fino a 28,83 °C nel 2003 e a 28,54 °C nel 2006). I tassi medi annuali di mortalità dei germogli di *P. oceanica*, monitorati nella zona, variavano da 0,067 anno⁻¹ nel 2002 a 0,123 anno⁻¹ nel 2003, e hanno superato i tassi di reclutamento in tutte le stazioni e gli anni tranne che nelle stazioni poco profonde per l'anno 2004. Le praterie di *P. oceanica* hanno registrato un declino anche della densità durante il periodo di studio a un tasso medio di 0,050 - 0,020 anno⁻¹. I risultati di entrambi gli studi sopra indicati dimostrano che le praterie di *P. oceanica* sono altamente vulnerabili al riscaldamento, che può indurre ridotta produzione di fasci adulti e mortalità sia dei fasci adulti che dei germogli.

Risultati simili sono stati previsti nel caso di modellizzazioni di scenari futuri di riscaldamento, in cui nello scenario peggiore, *Posidonia oceanica* potrebbe perdere il 75% dell'*habitat* idoneo alla sua colonizzazione entro il 2050, e sarebbe a rischio di estinzione funzionale entro il 2100. A queste perdite viene anche associata la perdita di diversità genetica della pianta (Chefaui *et al.*, 2018). Infine, la ricerca sta adesso affrontando anche gli adattamenti di tipo eco-fisiologico e genetico collegati con il riscaldamento, al fine di evidenziare anche descrittori di *early warning* dovuti allo stress termico (Marin-Guirao *et al.*, 2016, 2018, 2019; Ruocco *et al.*, 2019). Ad esempio si ipotizza che la fioritura, indotta da un aumento della temperatura, possa essere potenzialmente una risposta adattativa al *climate change*, mentre potrebbe diminuire la resilienza della specie a fenomeni di arricchimento organico ed eutrofizzazione (Pazzaglia *et al.*, 2020). Si segnala anche una recente *review* che sintetizza quanto si conosce circa gli adattamenti delle fanerogame al riscaldamento, includendo anche dati su *Posidonia oceanica* (Nguien *et al.*, 2021).

Un problema indirettamente mediato dal riscaldamento superficiale delle acque del Mediterraneo è inoltre quello relativo alla introduzione di macrofite aliene invasive, che in genere sono specie di origine tropicale, e alcune delle quali sono in grado di entrare in competizione con fanerogame autoctone (Pergent *et al.*, 2008; Montefalcone *et al.*, 2010b). Alcuni studi sull'interazione tra le alghe verdi invasive *Caulerpa taxifolia* e *Caulerpa cylindracea* e *P. oceanica*, *Cymodocea nodosa* e *Zostera noltei* hanno messo in evidenza una diminuzione della densità dei fasci, un aumento dell'energia necessaria per la riproduzione sessuale, ed un aumento della sintesi di composti fenolici di difesa (Ceccherelli e Cinelli, 1997; Ceccherelli e Campo, 2002; Pergent *et al.*, 2008).

1.3.2. Effetti dell'acidificazione marina

Un problema collegato con l'aumento di CO₂ in atmosfera ed il conseguente riscaldamento globale, definito come l'altra faccia del problema della CO₂, è quello relativo all'acidificazione marina (*ocean acidification*; Caldeira e Wickett, 2003; IPCC, 2019). È noto che la CO₂ in eccesso, e non assorbita direttamente dai vegetali nel processo di fotosintesi (fitoplacton e fitobenthos), scambia con le acque marine all'interfaccia atmosfera-oceano, e si dissocia in acido carbonico con liberazione di ioni idrogeno [H⁺], e quindi con una diminuzione del pH. L'eccesso degli ioni idrogeno inoltre cattura gli ioni carbonato [CO₃⁻] formando altro acido carbonico ed andando in competizione con gli ioni di calcio [Ca⁺⁺], con conseguente diminuzione del carbonato di calcio. L'ambiente acqueo diviene pertanto più corrosivo e con meno disponibilità di carbonati, che sono i mattoni costitutivi per una grande varietà di organismi calcificanti. Questa profonda alterazione del pH e della chimica dei

carbonati, definita come *ocean acidification* (OA), costituisce quindi un serio problema per la fisiologia di molti organismi marini, soprattutto quelli a gusci e scheletri calcarei.

La conoscenza degli effetti della OA sulle fanerogame marine è ancora relativamente limitata, la maggior parte degli studi è effettuata soprattutto su sistemi naturalmente acidificati, quali le emissioni sommerse di CO₂, in cui queste piante sono spesso presenti, localizzati soprattutto in Italia ed in Grecia (Hall-Spencer *et al.*, 2018; Vizzini *et al.*, 2010; Apostolaki *et al.*, 2007; Guilini *et al.*, 2017), mentre altri studi hanno utilizzato sistemi di acidificazione indotta in situ con sistemi chiusi (sistemi FOCE, Cox *et al.*, 2015; 2016). L'acidificazione marina può avere effetti diretti sulla fisiologia delle piante ed effetti indiretti che nell'insieme possono alterare il funzionamento del sistema e influire sui servizi ecosistemici che produce (Zunino *et al.*, 2019). I *vents* di CO₂ di Ischia in particolare consentono di studiare le risposte di Posidonia lungo gradienti di OA (si veda *review* di Foo *et al.*, 2018). La densità dei fasci nelle aree più acidificate è molto più elevata (tra 700 e 1000 fasci/m²) che nelle zone di controllo a pH normale, pur con variazioni modeste delle profondità tra i siti (Garrard *et al.*, 2014; Donnarumma *et al.*, 2014; Mecca *et al.*, 2020). Anche variabili fenologiche come la lunghezza delle foglie mostra variazioni significative tra le condizioni di pH, con valori molto bassi nelle stazioni acidificate, dove è maggiore il *grazing* da parte dei pesci erbivori *Sarpa salpa* (Donnarumma *et al.*, 2014; Mecca *et al.*, 2020). Questo erbivoro presenta infatti una maggiore abbondanza nelle aree a basso pH, rispetto alle stazioni di pH normale (Mirasole *et al.*, 2021). Questo *pattern* potrebbe essere collegato al fatto che le foglie di Posidonia in aree acidificate presentano un eccesso di azoto ed un rapporto più basso C:N, quindi una maggiore qualità nutrizionale del tessuto fogliare stesso (Ricevuto *et al.*, 2015). Inoltre, analisi di tracciamento con isotopi stabili ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) dimostrano come nei *vents* il carbonio di derivazione vulcanica (che presenta un eccesso di $\delta^{13}\text{C}$) venga utilizzato nel processo fotosintetico ed assimilato nei tessuti (Ricevuto *et al.*, 2015; Scartazza *et al.*, 2017). Tuttavia, sembra che la concentrazione dei fenoli nelle foglie di Posidonia nelle aree di emissione aumenti in rapporto all'acidificazione (Migliore *et al.*, 2012), anche se questo aspetto è ancora poco studiato e contrasta con quanto osservato in altre fanerogame ed in altri sistemi di *vents* (Arnold *et al.*, 2012).

Pochi studi sono ad oggi disponibili sulle risposte eco-fisiologiche e l'espressione genica in Posidonia sottoposta ad acidificazione naturale. La ricerca di Lauritano *et al.* (2015) sull'attivazione di geni antiossidanti ed indicatori di *stress* in piante di Posidonia in due sistemi di *vents* (Ischia e Panarea), evidenzia come 51% dei geni analizzati ha mostrato significativi cambiamenti di espressione. I geni di disintossicazione da metalli erano per lo più down-regolati in relazione ai controlli sia a Ischia che

a Panarea, indicando che *P. oceanica* non aumenta la sintesi di proteine di disintossicazione da metalli pesanti in risposta alle condizioni di acidificazione. La up-regolazione dei geni coinvolti nella risposta di disintossicazione dai radicali liberi è stata invece osservata solo nei *vents* di Panarea dove Posidonia affronta fattori di stress che provocano risposte antiossidanti. Inoltre, solo a Panarea sono state attivate anche proteine da shock termico.

Nello studio di Ravaglioli *et al.* (2017) la risposta di *P. oceanica* all'acidificazione è stata studiata in relazione con l'arricchimento di nutrienti in condizioni sperimentali. A pH basso, l'aggiunta di nutrienti ha favorito la crescita della pianta e la sintesi dei pigmenti fotosintetici. Sempre a pH basso e con l'aggiunta di nutrienti si è osservata anche una sovra-espressione dei geni trasportatori dell'azoto, che suggerisce un maggiore assorbimento di nutrienti da parte della pianta. Inoltre, livelli elevati di nutrienti riducono l'espressione di geni antiossidanti nelle piante esposte a pH basso, e aumentano la copertura epifita, se pur anche a pH ambiente.

I risultati di questi studi suggeriscono che, se pure Posidonia e le fanerogame in generale sono considerate organismi "vincitori" e favoriti in un oceano ad elevata CO₂, comunque altri fattori locali vanno considerati come potenziali variabili di stress, come ad esempio il livello dei nutrienti, e che possono modulare cambiamento e adattamento di questi organismi agli scenari degli oceani del futuro.

Infine, nelle aree acidificate si osserva un cambiamento notevole della composizione e struttura della comunità epifita dello strato fogliare di Posidonia, con riduzione o totale assenza delle alghe epifite calcaree (corallinacee), nonché di altri taxa calcarei (foraminiferi, policheti spirorbidi, briozoi), e la dominanza di alghe filamentose ed idrozoi (Nogueira *et al.*, 2017; Mecca *et al.*, 2020; Gravili *et al.*, 2021). A fronte di questa notevole semplificazione della comunità epifita, sia la fauna ittica che gli invertebrati mobili sono relativamente diversificati ed abbondanti (Garrard *et al.*, 2014; Mirasole *et al.*, 2021; Barruffo *et al.*, 2021).

1.3.3. Mitigazione dei cambiamenti climatici

Le praterie di *P. oceanica* esercitano un ruolo fondamentale nella mitigazione dei cambiamenti climatici principalmente attraverso il sequestro del carbonio, gran parte del quale viene immagazzinato nel sedimento e nelle *matte* nel corso dei millenni (Mateo *et al.*, 1997, Mateo e Serrano, 2012; Pergent *et al.*, 2014; Pergent-Martini *et al.*, 2021). La produzione primaria media netta in *Posidonia oceanica* è relativamente elevata e può essere stimata in un intervallo compreso tra 92,5 e 144,7 g C m⁻² a⁻¹. Circa il 27% del carbonio totale fissato da questa specie entra nel comparto sedimentario che nel corso dei millenni, porta alla formazione di depositi organici, le

matte, ricchi di carbonio refrattario. A scala mediterranea, il sequestro di carbonio (*carbon sink*) potrebbe raggiungere $1,09 \text{ Tg C a}^{-1}$, e quello immagazzinato si stima che sia compreso tra 71 e 273 kg C m^{-2} (Pergent *et al.*, 2014). Questi valori, in rapporto alla scala mediterranea, rappresentano dall'11 al 42% delle emissioni di CO_2 prodotte dai paesi mediterranei dall'inizio della Rivoluzione Industriale. Studi più recenti e molteplici altre misurazioni effettuate in tutto il Mar Mediterraneo a profondità comprese tra $0,5$ e 32 m forniscono una ulteriore base per la stima del tasso medio annuo di fissazione e sequestro del carbonio. La fissazione da parte delle foglie è stimata a $1024 \text{ t C ha}^{-1}/\text{anno}^{-1}$, quella delle basi fogliari a $220 \text{ t C ha}^{-1}/\text{anno}^{-1}$ e quella dei rizomi a $58 \text{ t C ha}^{-1}/\text{anno}^{-1}$; cioè un tasso di fissazione totale di $1302 \text{ t C ha}^{-1}/\text{anno}^{-1}$ e un tasso di sequestro di $278 \text{ t C ha}^{-1}/\text{anno}^{-1}$ (Pergent-Martini *et al.*, 2020; Monnier *et al.*, 2020). Nello studio di Marba *et al.* (2015) si dimostra inoltre come la perdita di cospicue porzioni di prateria provochi una erosione dello stock di carbonio dai sedimenti, e che gli interventi di ri-forestazione del fondo ripristinano efficacemente la capacità di sequestro e *sink* di carbonio autoctono e alloctono. I tassi di seppellimento del carbonio aumentavano inoltre con l'età dei siti ripristinati e, 18 anni dopo la ricolonizzazione di Posidonia, erano simili a quelli delle praterie continue ($26,4 \pm 0,8 \text{ g C org m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$).

Un ulteriore aspetto della mitigazione climatica è legato al processo di fotosintesi di Posidonia, così come di altre macrofite, che producendo ossigeno tamponano il basso pH e possono ridurre gli effetti negativi dell'OA su specie e comunità bentoniche locali (Duarte *et al.*, 2013; Hendricks *et al.*, 2014; Bergstrom *et al.*, 2019; Ricart *et al.*, 2021). Di fatto le praterie possono rappresentare "*chemical refugia*" (rifugi chimici) in cui le condizioni chimico-fisiche all'interno del *canopy* fogliare sono migliori e con minori fluttuazioni del pH, rispetto a quelle esterne. I risultati di uno studio recente su *Zostera marina*, attraverso la misura diretta del pH effettuata all'interno ed esterno di 6 praterie, hanno evidenziato un miglioramento del pH nei siti vegetati rispetto a quelli non vegetati in oltre il 65% delle misure. Aumenti del pH di $>0,1$, paragonabile a una diminuzione del 30% di $[\text{H}^+]$, non erano limitate solo alle ore diurne (produzione di ossigeno per la fotosintesi), ma persistevano fino a 21 giorni. Aumenti massimi del pH si sono verificati in primavera e estate durante la stagione di maggiore crescita delle piante.

Studi sulla fauna vagile ad invertebrati associata a Posidonia in ambiente acidificato e normale presso i *vents* del Castello di Ischia (Garrard *et al.*, 2014), hanno evidenziato che la diversità nelle zone a pH basso non diminuisce, come osservato nei fondi duri vegetati adiacenti (Kroeker *et al.*, 2001), ed inoltre l'abbondanza di molti gruppi, inclusi taxa calcificanti (es., molluschi) risulta doppia nelle aree acidificate, rispetto a quelle di controllo (Garrard *et al.*, 2014). Tale *pattern*, oltre che con

la maggiore densità dei fasci, e conseguente maggiore complessità dell'habitat che si riscontra in zone acidificate, può essere collegata appunto all'azione di possibile mitigazione che la prateria esercita sugli organismi associati. Uno studio più recente, sulla colonizzazione dei molluschi in collettori artificiali posti sopra il *canopy* di Posidonia, sul fondo in presenza di prateria e sulla *matte* morta, in due sistemi di vents di Ischia, ha mostrato come i campioni posti sul fondo in presenza della prateria presentavano maggiore diversità ed abbondanza, facendo appunto ipotizzare il ruolo di *buffer* del pH e "rifugio chimico" che Posidonia esercita sulla fauna associata (Barruffo *et al.*, 2021).

In conclusione, molteplici sono gli effetti del cambiamento climatico su Posidonia e molteplici i possibili effetti cascata provocati da una alterazione della distribuzione e stato delle praterie causati in primis da riscaldamento ed acidificazione. Mentre alcuni studi mettono in evidenza anche l'effetto sinergistico di altre variabili locali (es. nutrienti). Le praterie, così come le foreste a terra, rappresentano tuttavia gli elementi naturali più efficaci per mitigare gli effetti di tali cambiamenti, soprattutto per la loro capacità di rimuovere e stoccare il carbonio (*carbon sink*) e di rappresentare un *buffer* e rifugio chimico che mitiga gli effetti negativi dell'acidificazione per molte specie associate. La difesa e mitigazione dal cambiamento climatico, rappresenta quindi un ulteriore servizio ecosistemico, oltre i molteplici altri ben conosciuti, che Posidonia ci offre, ed un ulteriore motivo per proteggere questo prezioso ecosistema e per tentare di ripristinarlo ove possibile.

1.4. Misure di tutela delle praterie di *Posidonia oceanica*

L'importanza che le fanerogame rivestono negli ambienti marini costieri è universalmente riconosciuta ormai da molti anni (Duarte, 2002). Questa consapevolezza ha portato alla definizione di strumenti di tutela, sia diretta che indiretta, per la conservazione e valorizzazione delle praterie di queste piante marine, tra le quali *P. oceanica*. Possono essere considerati strumenti di tutela indiretta quelle misure che vanno ad agire sulle cause di danneggiamento delle praterie, come ad esempio la proibizione o regolamentazione di tecniche di pesca dannose per il posidonieto (Regolamento CE n. 1626/94), la limitazione dello scarico di sostanze contaminanti in mare o l'introduzione di specie alloctone (Boudouresque *et al.*, 2012). Anche l'istituzione di Aree Marine Protette (AMP), le quali spesso racchiudono posidonieti nei loro confini, è un efficace strumento indiretto di tutela (Platini, 2000; Boudouresque *et al.*, 2004). A livello diretto, la conservazione di questi *habitat* viene stabilita da leggi nazionali, direttive europee e convenzioni internazionali. Il quadro normativo di riferimento è riportato nel **BOX 2 (Quadro normativo di riferimento)**.

BOX 2. QUADRO NORMATIVO DI RIFERIMENTO
Normativa nazionale
<p>A livello nazionale, si possono identificare strumenti volti alla valorizzazione e alla protezione di questo <i>habitat</i> nella legge 9 dicembre 1998, n. 426 ("Nuovi interventi in campo ambientale"), la quale all'art. 2. ("Interventi per la conservazione della natura") comma 19 stabilisce che "<i>Per la predisposizione di un programma nazionale di individuazione e valorizzazione della "Posidonia oceanica", nonché di studio delle misure di salvaguardia della stessa da tutti i fenomeni che ne comportano il degrado e la distruzione, è autorizzata la spesa di lire 200 milioni annue per il triennio 1998-2000. A tal fine, il Ministero dell'ambiente può avvalersi del contributo delle università, degli enti di ricerca e di associazioni ambientaliste</i>". La legge 23 marzo 2001, n. 93 ("Disposizioni in campo ambientale") all'art. 13 ("Tutela della «<i>Posidonia oceanica</i>»") stabilisce che "<i>Per la prosecuzione dei programmi di mappatura delle praterie di «Posidonia oceanica», è autorizzata la spesa di lire 8.000 milioni per l'anno 2001. Il Ministro dell'ambiente riferisce al Parlamento annualmente sull'evoluzione dei programmi di mappatura</i>".</p> <p>Relativamente alla gestione delle biomasse marine spiaggiate, tra le quali gli accumuli costieri generati dalla <i>P. oceanica</i>, si fa riferimento al decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 e s.m.i. ("Norme in materia ambientale"), il quale identifica i rifiuti giacenti sulle spiagge come Rifiuti Solidi Urbani. Nel 2006 il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) ha emanato la circolare n. 8123 avente per oggetto la "gestione della posidonia spiaggata", indicando differenti tipi di intervento gestionale (mantenimento in loco delle banquettes, spostamento temporaneo degli accumuli, rimozione permanente e trasferimento in discarica). A 13 anni dalla circolare 8123/2006, nel 2019 il MATTM ha emanato la circolare 8838/2019, più articolata ed esaustiva della precedente, che sulla base degli interventi normativi effettuati dal 2006 ad oggi, fornisce indicazioni aggiuntive rispetto alla precedente, sottolineando «...che la gestione degli accumuli spiaggati deve avere quale priorità primaria il riguardo degli aspetti connessi alla protezione degli ecosistemi costieri e delle spiagge anche in relazione ai fenomeni erosivi, considerando le esigenze socio economiche correlate alle attività turistico-ricreative, ma sempre in un'ottica di riduzione della produzione di rifiuti...». E' inoltre possibile il riutilizzo della posidonia spiaggata come matrice compostabile (decreto legislativo 29 aprile 2010, n. 75 "Riordino e revisione della disciplina in materia di fertilizzanti, a norma dell'articolo 13 della legge 7 luglio 2009, n. 88"). E' stato inoltre recentemente approvato in Commissione Ambiente al Senato il disegno di legge n. 1571 recante "Disposizioni per il recupero dei rifiuti in mare e nelle acque interne e per la promozione dell'economia</p>

circolare ("legge SalvaMare"), al cui art. 5 vengono stabilite le norme in materia di gestione delle biomasse vegetali spiaggiate.

Direttive europee

Le praterie di *Posidonia oceanica* sono inserite tra gli habitat prioritari, nell'Annesso I della **Direttiva 92/43/CE** ("Direttiva Habitat"), relativa alla Conservazione degli Habitat Naturali e della Fauna e della Flora Selvatiche. La direttiva, recepita in Italia con il decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357 e s.m.i., definisce questi habitat prioritari come Siti di Importanza Comunitaria (SIC), la cui conservazione richiede la designazione di Aree Speciali di Conservazione (ZPS). Sempre a livello comunitario, la **Direttiva 2000/60/CE** ("Direttiva Quadro Acque"), recepita con il d.lgs. 152/2006 e s.m.i., fa riferimento nell'Allegato V alla *P. oceanica*, in quanto specie sensibile alla qualità delle acque, come indicatore di qualità ecologica (EQB) per la definizione dello stato ecologico delle acque costiere. Infine la **Direttiva 2008/56/CE** ("Direttiva Quadro Sulla Strategia Per L'ambiente Marino"), recepita in Italia con decreto legislativo 13 ottobre 2010, n. 190 e decreto del Ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 17 ottobre 2014, vede tra gli habitat oggetto di valutazione della qualità ecologica la *P. oceanica*. Inoltre, il Regolamento (CE) **N. 1967/2006** del 21 dicembre 2006 (misure di gestione per lo sfruttamento sostenibile delle risorse della pesca nel Mar Mediterraneo e recante modifica del regolamento (CEE) n. 2847/93 e che abroga il regolamento (CE) n. 1626/94) vieta la pesca con reti da traino, draghe, trappole, ciancioli, sciabiche da natante, sciabiche da spiaggia e reti analoghe in particolare sulle praterie di posidonia (*Posidonia oceanica*) o di altre fanerogame marine.

Convenzioni internazionali

A livello internazionale esistono molte Convenzioni nelle quali si fa riferimento alla *P. oceanica*. Questa fanerogama marina è riportata nell'Annesso I (specie rigorosamente protette) della **Convenzione di Berna** (Convenzione sulla Conservazione della Vita Selvatica e degli Habitat naturali in Europa; 1979), approvata dal Consiglio europeo con Decisione 82/72/CE del 3 dicembre 1981 e ratificata dall'Italia con legge 5 agosto 1981 n. 503. *P. oceanica* è anche inserita nell'Allegato II del Protocollo SPA/BIO (Protocollo relativo alle Zone Specialmente Protette e alla Biodiversità nel Mediterraneo) della **Convenzione di Barcellona** (1995), ratificata dall'Italia con la legge 27 maggio 1999 n. 175 ed entrata in vigore nel 2004, tra le specie in pericolo o minacciate. Infine, essendo riconosciuto il ruolo dei cambiamenti climatici come un fattore negativo per le praterie di *P. oceanica*, anche il *Green Deal EU*, la convenzione sulla Diversità Biologica e la Strategia UE sulla Biodiversità per il 2030 raccomandano azioni per la sua conservazione e gestione.

2. Interventi di rinfoltimento delle praterie di *Posidonia oceanica*: stato dell'arte

Come riportato nel capitolo precedente, malgrado la notevole importanza rivestita dalle praterie di *P. oceanica*, continui eventi di degrado stanno portando ad una copiosa perdita di tale ecosistema. Soprattutto a causa delle attività umane, dagli anni '70 sono regrediti tra il 13% e il 50% dei posidonieti, mentre negli ultimi 20 anni i restanti hanno subito riduzioni di densità e copertura (Zupo *et al.*, 2006; Marbà *et al.*, 2014). In un recente studio di Telesca *et al.* (2015) è stato effettuato un paragone tra le mappe di distribuzione di *P. oceanica* attuali e passate: questo ha permesso di stimare il tasso di regressione delle praterie, che nelle aree per le quali erano presenti dati storici è stato del 34% negli ultimi 50 anni. Non c'è dubbio che i posidonieti abbiano subito una forte diminuzione in prossimità dei principali porti mediterranei e su larga scala in Liguria, dove la perdita potrebbe essere superiore al 30% (Ramos-Esplá *et al.*, 1994; Peirano *et al.*, 2005; Telesca *et al.*, 2015; Burgos *et al.*, 2017; Boudouresque *et al.*, 2021), ma tali riduzioni riguardano particolari aree e non tutto il Mediterraneo (Boudouresque *et al.*, 2021). Secondo lo scenario climatico dell'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) RCP8.5 (*Representative Concentration Pathway- Percorso Rappresentativo di Concentrazione*), il quale assume una crescita delle emissioni dei gas serra ai ritmi attuali, entro il 2050 ci potrebbe essere una grave perdita di habitat (70%) di specie endemiche come *Posidonia oceanica*, con una potenziale estinzione funzionale entro il 2100 (Bindoff *et al.*, 2019). Mentre i vari fattori di disturbo possono danneggiare rapidamente le praterie, il loro recupero avviene lentamente, trattandosi di una specie a crescita molto lenta e con un basso tasso di recupero (Fonseca *et al.*, 1987; Marbà *et al.*, 2002). Inoltre, la relativa rarità della fioritura (Díaz-Almela *et al.*, 2006) e gli elevati tassi di mortalità e/o predazione dei germogli e dei frutti (Balestri e Cinelli, 2003) limita ulteriormente la resilienza di questa specie e può operare anche una notevole riduzione della diversità genetica a scala Mediterranea (Serra *et al.*, 2010).

La crescente consapevolezza dei benefici ecologici, economici e sociali forniti da questo prezioso ecosistema, unita alle preoccupazioni sulla sua situazione di diffuso degrado, ha portato allo sviluppo di diversi approcci volti a minimizzare l'impatto dell'uomo su questo *habitat*, incrementando gli sforzi per la sua conservazione e per l'attuazione di strategie gestionali adeguate (Alagna *et al.*, 2019). Ma le misure di conservazione da sole sono insufficienti: a volte è infatti necessario, per accelerare i processi di rigenerazione naturale dei posidonieti, attuare delle azioni di riforestazione degli stessi (Meinesz *et al.*, 1990, 1991; Molenaar e Meinesz, 1992, Calumpang e Fonseca, 2001; Boudouresque *et al.*, 2006; Alagna *et al.*, 2019). Nonostante siano stati molti i progressi ottenuti in questa disciplina, per far sì che aumenti il successo di futuri programmi di

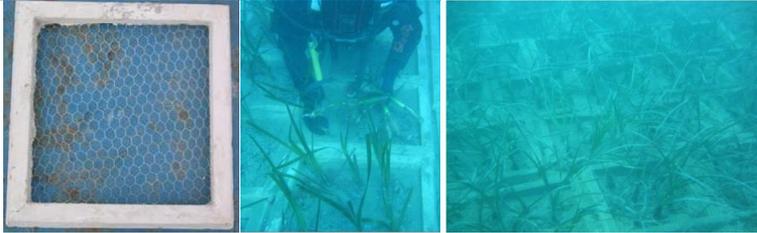
recupero delle praterie, risulta di fondamentale importanza sviluppare metodiche efficaci (Mei Tan *et al.*, 2020). Infatti, mentre le tecniche di recupero degli ecosistemi terrestri sono ad oggi sufficientemente avanzate, in quanto basate su numerose esperienze attuate negli anni, per quanto riguarda il recupero degli ecosistemi marini si hanno ancora delle lacune. Questo è dovuto sia a difficoltà gestionali imputabili alle dimensioni di questi ecosistemi e alla competenza territoriale degli stessi (Hawkins *et al.*, 2002), sia perché sono sicuramente degli ambienti più difficili da raggiungere e meno visibili alla società, il che rende inferiore la percezione del loro degrado e la pressione sociale per il loro ripristino (Sinclair *et al.*, 2013).

Il recupero di ecosistemi come le praterie a fanerogame marine è quindi una scienza ancora in evoluzione (Wood *et al.*, 2019) e sicuramente tra gli interventi più costosi: secondo Bayraktarov *et al.* (2016), il costo per il ripristino di 1 ettaro di prateria è di circa 107.000 dollari americani (stima basata su 64 studi), 10-400 volte più elevato del recupero di ecosistemi terrestri (Degroot *et al.*, 2013). Tuttavia, nonostante l'elevato costo economico, il loro importante ruolo ecologico ha portato le praterie di fanerogame marine ad essere classificate tra i sistemi costieri di maggior interesse per il ripristino (Barbier *et al.*, 2011; Greiner *et al.*, 2013, Red Eléctrica de España, 2018). Ma prima di approfondire l'argomento, si ritiene utile soffermarsi sulle definizioni di alcuni termini spesso utilizzati riferendosi alla modificazione di questi *habitat* (Ganassin e Gibbs, 2008). Generalmente viene utilizzato il termine "*restoration*" ("rivegetazione" o "operazione di ripristino") riferendosi agli interventi attuati al fine di permettere all'ecosistema di ritornare ad una condizione quanto più possibile vicina a quella esistente prima del verificarsi del disturbo (Gordon, 1996). Si parla invece di "*rehabilitation*" ("riforestazione" o "reimpianto") nel caso di operazioni volte al reinserimento di piante in praterie degradate per migliorarne lo stato (Gordon, 1996; Seddon, 2004). Inoltre, si parla di "*transplants*" (trapianto di talee), facendo riferimento a trasferimenti di materiale vegetativo da una prateria detta donatrice ad un'altra (Calumpong e Fonseca, 2001). Infine, generalmente a seguito di danneggiamenti riconducibili alla realizzazione di opere/interventi costieri (ad esempio costruzione di moli e posa di cavi e condotte) vengono attuati interventi compensativi che prevedono la rimozione e lo spostamento di porzioni di prateria (trapianto), mentre si effettuano interventi di ripristino o reimpianto nel caso in cui si abbia un deterioramento riconducibile a pressioni e impatti antropici che possono agire indirettamente, come ad esempio scarichi di acque reflue, impianti di ittiocoltura, movimentazione di sedimenti in ambito costiero e, sebbene vietati ma ancora illegalmente relativamente diffusi, pesca a strascico e ancoraggi (Costantini, 2015). I primi tentativi di ripristino delle praterie di fanerogame marine furono realizzati da Addy e

collaboratori negli anni '40 sulla specie *Zostera marina* (Addy, 1947a; Fonseca *et al.*, 1998); a partire poi dagli anni '60 sono stati portati avanti, con differenti tassi di successo, molti progetti di restauro e/o ripristino (Fonseca, 1992). Ma non tutte le tecniche utilizzate fino ad oggi risultano essere valide per *Posidonia oceanica*, specie caratterizzata da una crescita lenta e molto sensibile alla variazione di parametri quali la trasparenza dell'acqua e i tassi di sedimentazione. Infatti, molte delle esperienze hanno avuto successo con specie pioniere, caratterizzate da un elevato tasso di accrescimento e da una discreta tolleranza a condizioni ambientali avverse (Bacci *et al.*, 2014). In base ai dati disponibili su scala mondiale, i risultati in termini di successo dei trapianti di fanerogame marine restano alquanto contrastanti; tuttavia, alcune delle esperienze più recenti sembrano indicare risultati incoraggianti, soprattutto nel caso di interventi a piccola scala con talee, semi e giovani plantule di *P. oceanica* (Borum *et al.*, 2004; Díaz-Almela e Duarte, 2008; Carannante, 2011; Bacci *et al.*, 2014).

Le tecniche messe a punto per il reimpianto delle fanerogame sono numerose (Phillips, 1980; Meinesz *et al.*, 1990; Cinelli, 1991; Piazzì e Cinelli, 1995; Calumpang e Fonseca, 2001; Cinelli *et al.*, 2007a, Badalamenti *et al.*, 2014; Calvo *et al.*, 2014a), caratterizzate da differenti metodologie per ancorare il materiale al fondale e basate sull'utilizzo di porzioni differenti della pianta: infatti *Posidonia oceanica* può riprodursi sia per via vegetativa sia per via sessuata, dando origine a differenti materiali utilizzabili per la riforestazione (talee, semi e/o plantule). Le modalità di ancoraggio al substrato, che rappresentano uno degli aspetti più critici di questi interventi (Bacci *et al.*, 2014), sono molto numerose e negli ultimi anni più sostenibili a livello ambientale (ad esempio utilizzo di supporti biodegradabili). Alcuni di questi sistemi sono riportati nel **BOX 3 "Sistemi di ancoraggio al substrato" (§2. Interventi di rinfoltimento delle praterie di *Posidonia oceanica*: stato dell'arte)** (Bacci *et al.*, 2014). A prescindere dalla tecnica utilizzata, affinché gli interventi di recupero delle praterie abbiano successo, è necessario che le cause che hanno determinato il danneggiamento delle stesse cessino o almeno si riducano drasticamente (Bacci *et al.*, 2014): infatti, specie come *P. oceanica*, caratterizzate da un'elevata sensibilità ai disturbi, necessitano della combinazione di azioni di conservazione (riduzione degli impatti) e operazioni di rivegetazione (Possingham *et al.*, 2015).

Nei prossimi paragrafi verranno brevemente riportate alcune esperienze effettuate negli anni che si sono avvalse dell'utilizzo di materiale e sistemi di ancoraggio differenti. Grazie a tali studi è stato possibile comprendere le criticità e sviluppare delle metodiche sempre più efficaci per le operazioni di riforestazione.

BOX 3. SISTEMI DI ANCORAGGIO AL SUBSTRATO	
<p>Reti in plastica o in metallo (Larkum, 1976; Molenaar e Meinesz, 1992; Molenaar <i>et al.</i>, 1993; Piazzini e Cinelli, 1995; Piazzini <i>et al.</i>, 1998, 2000)</p>	 <p>(Immagini tratte da: Calvo <i>et al.</i>, 2014b; Scardi e Valiante, 2014a)</p>
<p>Sistemi di ancoraggio che utilizzano ganci metallici, paletti (tutori), picchetti o chiodi (Molenaar, 1992; Charbonnel <i>et al.</i>, 1995; Rismondo <i>et al.</i>, 1995; Davis e Short, 1997)</p>	 <p>(Immagini tratte da: Scardi e Valiante, 2014a)</p>
<p>Cornici in calcestruzzo munite di rete metallica (Cooper, 1976; Giaccone e Calvo, 1980; Cooper, 1982; Chessa e Fresi, 1994; Fresi <i>et al.</i>, 2006; Valiante <i>et al.</i>, 2010; Carannante, 2011)</p>	 <p>(Immagini tratte da: Scardi e Valiante, 2014b; Bacci <i>et al.</i> 2019)</p>
<p>Zolle (blocchi di matite) da posizionare in appositi scavi (Addy, 1947a; Phillips, 1980; Noten, 1983; Jeudy de Grissac, 1984b; Dennison e Alberte, 1986; Chessa e Fresi, 1994; Rismondo <i>et al.</i>, 1995; Faccioli, 1996)</p>	 <p>(Immagini tratte da: Bacci <i>et al.</i> 2019; https://lifesepposso.eu/en/?p=8321)</p>
<p>Materassi riempiti di sabbia e rinverditi con fasci di <i>P. oceanica</i>, biostuoie rinverdite con fasci, semi o germogli di <i>P. oceanica</i> e geostuoie (Cinelli <i>et al.</i>, 2007a, 2007b; Boccalaro <i>et al.</i>, 2008; Acunto <i>et al.</i>, 2020; Piazzini <i>et al.</i>, 2021)</p>	 <p>(Immagini tratte da: Cinelli <i>et al.</i>, 2014a; 2014b; Acunto <i>et al.</i>, BOX 5 §3.3)</p>
<p>Materassi di pietrame (Badalamenti <i>et al.</i>, 2014; Alagna <i>et al.</i>, 2019)</p>	 <p>(Immagini tratte da: Badalamenti <i>et al.</i>, 2014)</p>
<p>Supporti biodegradabili (Calvo <i>et al.</i> 2014a; Scannavino <i>et al.</i>, 2014; Costantini, 2015; Scannavino <i>et al.</i>, 2015)</p>	 <p>(Immagini tratte da: https://saspas.eu/)</p>

2.1. Riforestazione delle praterie di *Posidonia oceanica* mediante l'utilizzo di talee

L'utilizzo di talee per azioni di riforestazione è stato oggetto di molti studi e progetti nei quali sono state sperimentate tecniche e condizioni differenti. Grazie ad essi è stato possibile ottenere informazioni utili alla messa a punto di metodologie sempre più efficaci e sostenibili. In Mediterraneo i primi tentativi di rivegetazione sono stati quelli condotti in Francia da G. Cooper tra il 1972 ed il 1981. Le operazioni, facenti parte di uno studio pilota, prevedevano il trapianto di 70.000 fasci fogliari, la maggioranza dei quali morì pochi mesi dopo a seguito di mareggiate e infezioni (Cooper, 1982; Augier *et al.*, 1996). Successivamente, un gruppo di ricercatori dell'Università di Nizza ha effettuato numerosi studi al fine di valutare quali fossero le migliori condizioni per la sopravvivenza e crescita di talee di *Posidonia oceanica* sia in condizioni controllate che in natura. In un primo studio prelevarono rizomi ortotropi e li coltivarono in laboratorio per 2 anni: le talee sopravvissute ad una probabile infezione batterica sviluppatasi durante i primi 4 mesi hanno mostrato un adattamento al nuovo ambiente, modificando la modalità di crescita (da ortotropa a plagiotropa), sviluppando radici avventizie, ramificazioni laterali e nuove foglie (Meinesz *et al.*, 1991). In un altro studio, sono stati valutati la sopravvivenza e lo sviluppo di rizomi ortotropi trapiantati in natura in relazione alla lunghezza del rizoma e al periodo di trapianto. I ricercatori hanno notato un tasso di sopravvivenza più elevato per le talee trapiantate durante il periodo autunnale, mentre la lunghezza iniziale sembrava non influire su di esso (Meinesz *et al.*, 1992). Gli stessi autori hanno inoltre valutato se la profondità del sito di trapianto influisse sul successo dello stesso: rizomi piantumati in acque meno profonde di quelle originarie hanno mostrato una minore mortalità (Molenaar e Meinesz, 1992); anche in questo caso la maggior parte delle talee ha cambiato la modalità di crescita (da ortotropa a plagiotropa). Ma l'effetto di parametri fondamentali, quali stagione del trapianto e profondità dello stesso, era stata fino ad allora testata solo su rizomi ortotropi. Molenaar *et al* (1993) hanno paragonato la sopravvivenza e lo sviluppo di talee con morfologie differenti: ortotrope con un fascio fogliare, ortotrope con due fasci fogliari e plagiotropi con tre fasci; quest'ultima tipologia ha mostrato un'adattamento più rapido al nuovo ambiente. Infine, a seguito delle informazioni ottenute da i precedenti studi, Molenaar e Meinesz (1995) hanno coltivato in laboratorio talee (con rizomi ortotropi e plagiotropi) per poi trapiantarle su differenti substrati (sabbia, sabbia con *Cymodocea nodosa*, *matte* morta) a distanze crescenti tra loro (5, 10, 15 e 20 cm) e in stagioni diverse. I migliori risultati sono stati ottenuti con talee plagiotrope piantate in modo ravvicinato; per quanto riguarda il substrato, la sabbia è risultata essere il peggiore.

Nel triennio 1994-1997 Piazzi *et al.* (1998), durante uno studio pilota effettuato per valutare la fattibilità di un progetto di recupero in un'area costiera disturbata lungo le coste livornesi (Vada, Livorno), hanno valutato l'influenza di parametri quali la morfologia dei rizomi (ortotropi o plagiotropi) e la provenienza geografica e batimetrica degli stessi sulla loro sopravvivenza. Anche in questo caso i risultati migliori sono stati ottenuti con i rizomi plagiotropi.

Gran parte delle operazioni di riforestazione (e degli studi effettuati), si sono avvalse di talee prelevate da praterie. Negli ultimi anni è stato invece dimostrato che l'utilizzo di frammenti staccatisi naturalmente rappresenta una valida alternativa (Di Carlo *et al.*, 2005; Balestri *et al.*, 2011). Infatti, in aree mediterranee particolarmente esposte, l'idrodinamismo dovuto alle tempeste può danneggiare le praterie, portando al distaccamento di frutti, foglie e frammenti di rizoma che, grazie alle correnti, possono poi accumularsi sulle spiagge (Boudouresque e Meinesz, 1982; Balestri *et al.*, 2006; 2011). Balestri *et al.* (2011) hanno condotto uno studio per verificare se i frammenti generati dalle tempeste potessero essere recuperati e utilizzati come fonte di trapianto. I frammenti, posti per tre anni in vasche allestite all'esterno, hanno mostrato un'elevata sopravvivenza (80-96%) a 4 mesi dal distacco, evidenziando che la forma e le dimensioni dei frammenti non influiva sulle probabilità di sopravvivenza o rigenerazione. Inoltre, ad un anno dalla piantumazione è stata valutata la sopravvivenza del materiale trapiantato, constatando che il 50% era ancora presente. Dai risultati ottenuti hanno concluso che l'utilizzo di questo materiale potrebbe avere grandi vantaggi rispetto alle tecniche di rivegetazione tradizionali, come l'ampia disponibilità di materiale vegetativo ad impatto zero sulle popolazioni esistenti e bassi sforzi di raccolta.

Ward *et al.* (2020) hanno testato una strategia di riforestazione ecocompatibile, utilizzando frammenti di *Posidonia oceanica* staccatisi naturalmente dalle piante a seguito di tempeste e ancorandole al substrato utilizzando supporti naturali (vasetti in fibra di cocco e piccole stecche di bamboo). I risultati ottenuti hanno mostrato che l'utilizzo di frammenti creatisi naturalmente può essere considerato un metodo efficace e sostenibile per la riforestazione di aree circoscritte caratterizzate da danni fisici (es. cicatrici da ancoraggio).

Da quanto finora esposto risulta evidente che fattori come lunghezza del rizoma, tipo morfologico, cambiamenti di profondità, tipo di substrato, stagione in cui viene effettuato il trapianto influiscano sul successo della riforestazione (Piazzi *et al.*, 1998). Queste importanti informazioni possono essere così riassunte:

- ✓ è preferibile l'utilizzo di rizomi plagiotropi, i quali attecchiscono con più facilità e possiedono un numero e una crescita maggiore di ramificazioni radicali rispetto a quelli ortotropi (Molenaar *et al.* 1993);
- ✓ le talee dovrebbero provenire da posidonieti posti a profondità uguali o maggiori a quelle dell'area da riforestare;
- ✓ substrati mobili sono meno adeguati ad operazioni di piantumazione;
- ✓ le operazioni di riforestazione andrebbero effettuate in autunno (talee ortotrope) o primavera (talee plagiotrope).

Essendo la piantumazione di talee di *P. oceanica* un intervento difficile e delicato, si dovrebbe sempre far riferimento ad un *iter* procedurale specifico che permetta la corretta gestione di tutte le fasi in cui è articolato l'intervento (Bacci *et al.*, 2014).

2.2. Riforestazione delle praterie di *Posidonia oceanica* mediante l'utilizzo di semi e giovani plantule

A partire dagli anni '90 molti studi si sono incentrati sull'utilizzo di semi, e giovani plantule da essi generati, come metodo alternativo all'impiego di piante adulte per le azioni di riforestazione delle praterie di fanerogame marine (Addy, 1947b; Cooper, 1976; Thorhaug, 1979; Lewis e Phillips, 1980; Kawasaki *et al.*, 1988; Piazzì e Cinelli, 1995; Balestri *et al.*, 1998; Piazzì *et al.*, 2000). L'utilizzo di semi, infatti, comporta costi più contenuti e assicura alla prateria una maggiore variabilità genetica. Sfortunatamente, i posidonieti fioriscono solo in casi eccezionali (**BOX 4 "Fioritura e fruttificazione delle praterie di *Posidonia oceanica*"**), rendendo incerto il reperimento di tale materiale.

BOX 4. FIORITURA E FRUTTIFICAZIONE DELLE PRATERIE DI *Posidonia oceanica*

Posidonia oceanica possiede sia una riproduzione vegetativa, la quale avviene grazie al processo di stolonizzazione, sia una riproduzione sessuata con la formazione di fiori e frutti (Den Hartog, 1970). I fiori ermafroditi, i quali presentano quindi sia un organo maschile detto stame che porta il polline, sia un organo femminile detto carpello che contiene la cellula uovo, sono raggruppati in infiorescenze portate da uno stelo posto al centro del ciuffo e avvolte da brattee floreali (Cinelli *et al.*, 1995). A seconda della loro inserzione sull'asse dell'infiorescenza, i fiori giungono a maturazione in tempi diversi (Caye & Meisnez, 1984); inoltre, è stata documentata una discordanza temporale degli eventi di fioritura in base alla profondità dei posidonieti: praterie poste a profondità inferiori a 15 m fioriscono nei mesi di settembre-ottobre, mentre in praterie poste a profondità maggiori la fioritura avviene con circa due mesi di ritardo, probabilmente a causa della presenza del termoclino (Mazzella *et al.*, 1984; Buia e Mazzella, 1991). La fecondazione avviene nel tardo autunno, mentre i frutti raggiungono la maturazione nei mesi di marzo-aprile. Il frutto, una drupa carnosa che per la sua forma viene comunemente chiamato



<https://www.projectnoah.org/>



Foto di Dimitris Poursanidis

“oliva di mare”, giunto a maturazione completa si stacca dalla pianta madre e galleggia sulla superficie dell'acqua grazie alla struttura del suo involucro esterno (pericarpo), poroso e ricco di sostanze oleose. Alcuni di questi frutti, spinti dalle correnti, finiscono spiaggiati lungo le coste. Quelli rimasti in mare, con la deiscenza del pericarpo liberano i semi che cadendo sul fondo possono (in presenza di condizioni favorevoli) germinare per dare origine a nuove piante. Gli eventi di fioritura e fruttificazione di questa specie sono sempre stati considerati eventi

piuttosto rari, soprattutto nelle porzioni più settentrionali del Mediterraneo (Molinier e Picard, 1952; Buia e Mazzella, 1991; Piazzì *et al.*, 1999). Negli ultimi decenni gli studi *in situ* e i metodi lepidocronologici hanno permesso di constatare come questi eventi siano oggi meno rari di quanto si pensasse (Giraud, 1977; Mazzella *et al.*, 1983, 1984; Caye e Meinesz, 1984; Pergent, 1985; Semroud, 1993; Tommasello *et al.*, 1994; Balestri *et al.*, 1998, 2008; Buia *et al.*, 2005), soprattutto dopo estati molto calde, suggerendo una relazione tra la fioritura e la temperatura delle acque.

La maggior parte delle esperienze condotte fino ad oggi sono state effettuate coltivando, in condizioni controllate, frutti reperiti direttamente dalle praterie o recuperati sulla superficie dell'acqua e, soprattutto, lungo le spiagge. Ovviamente il numero di frutti reperibili è strettamente dipendente dalle condizioni meteorologiche: infatti, a seguito di forti venti durante la stagione di dispersione dei frutti è possibile recuperarne grandi quantità (Balestri e Lardicci, 2008). Dai vari studi effettuati per valutare la sopravvivenza dei semi in condizioni controllate e il successivo impiego delle plantule ottenute per operazioni di rivegetazione, è risultato che periodi di coltivazione troppo lunghi riducono il tasso di sopravvivenza delle giovani plantule. Infatti, dopo 6-8 mesi i semi esauriscono le loro riserve energetiche, le quali dovrebbero essere a quel punto fornite dall'ambiente (Balestri *et al.*, 2009). Un altro fattore ad influire notevolmente sul tasso di sopravvivenza è la luce; è stato infatti dimostrato che un'elevata incidenza luminosa favorisca la sopravvivenza dei semi (Caye e Meinesz, 1989; Bedini, 1997), i quali con la loro attività fotosintetica contribuiscono in maniera notevole alla crescita delle foglie e delle radici durante i primi tre mesi successivi alla germinazione (Celdrán e Marín 2013). Altri parametri fondamentali sono salinità e temperatura: valori di salinità più elevati di 37 PSU (*Practical Salinity Unit*) riducono il processo germinativo e lo sviluppo della plantula (Fernández-Torquemada e Sánchez-Lizaso, 2013), mentre temperature dell'acqua troppo elevate possono portare ad una riduzione dello sviluppo fogliare e ad un aumento della mortalità (Olsen *et al.*, 2012; Hernán *et al.*, 2017; Guerrero-Meseguer *et al.*, 2017).

Dati bibliografici indicano che spesso l'insuccesso dell'insediamento naturale delle giovani fanerogame marine non dipende dalla fallita germinazione o dalla bassa sopravvivenza: le giovani plantule, sprovviste di un apparato radicale ben sviluppato che le ancori saldamente al substrato, possono infatti venire dislocate dalle correnti (Piazzi *et al.*, 1999; Olesen *et al.*, 2004; Marion e Orth, 2012; Alagna *et al.*, 2013, 2015). Osservazioni in campo hanno mostrato che l'attecchimento delle plantule dipende da fattori collegati alla profondità (intensità luminosa e idrodinamicità) e, soprattutto, dal tipo di substrato presente (Piazzi *et al.*, 1999; Infantes *et al.*, 2011). Substrati sufficientemente compatti (ad esempio *matte* morta) da consentire il radicamento aumentano il successo dell'insediamento, mentre i substrati mobili sono meno adatti (Balestri *et al.*, 1998; Piazzi *et al.*, 1999; Infantes *et al.*, 2011; Alagna *et al.*, 2013; Terrados *et al.*, 2013).

Tuttavia, *in situ* germogli di *Posidonia* sono stati osservati soprattutto ancorati a substrati duri (Gambi e Guidetti, 1998; Buia *et al.*, 2002) e mai osservati su *matte* morta, all'interno della prateria o su substrati incoerenti.

Così come nei processi naturali, anche negli interventi di piantumazione lo sviluppo vegetativo dipende dai fattori discussi fino ad ora. Uno dei primi esperimenti effettuati utilizzando plantule ottenute dalla coltivazione in laboratorio risale all'inizio degli anni '90, quando Meinesz *et al.* (1993) piantumarono giovani piante a 11 m di profondità, riscontrando dopo tre anni una perdita dell'80% delle piante, attribuibile al fallimento del sistema di ancoraggio. Qualche anno dopo Balestri *et al.* (1998) utilizzarono piante ottenute dalla coltivazione di semi spiaggiati in due esperimenti pilota condotti in una zona costiera danneggiata del Mar Ligure. Durante questa ricerca sono stati valutati, tra le altre cose, il tasso di sopravvivenza delle piantine su substrati diversi (*matte* morta e ciottoli), osservando un maggiore successo per le piante cresciute su *matte*. In studi effettuati successivamente sono stati valutati, oltre all'influenza del substrato (*matte* morta-prateria), gli effetti del livello al quale le piantine venivano impiantate (sopra o sotto la superficie) e la capacità delle plantule di resistere allo sradicamento (piantine ancorate artificialmente-piantine senza ancoraggio) (Terrados *et al.*, 2013). I risultati ottenuti dopo tre anni hanno portato gli Autori a concludere che l'utilizzo di giovani piante ottenute dalla coltivazione dei semi sia una buona alternativa per gli interventi di rinfoltimento, confermando inoltre che la *matte* morta sia un substrato adeguato a tali operazioni, consentendo anche la messa a dimora di piante senza alcun sistema di ancoraggio (Terrados *et al.*, 2013). Nel 2012 la *Red Electrica de Espana* (REE) ha avviato un progetto di Ricerca e Sviluppo (R & D+) in collaborazione con l'Istituto Mediterraneo di Studi Avanzati (CSIC-IMEDEA). Obiettivo di tale progetto è stata la valutazione di un eventuale utilizzo di semi e talee derivanti dalla frammentazione naturale di posidonieti per mitigare gli effetti dovuti ai lavori legati alla posa dei cavi elettrici sottomarini per l'interconnessione sottomarina Maiorca-Ibiza. La metodologia sviluppata durante lo studio è attualmente utilizzata per il recupero di 2 ettari di prateria nella Baia di Pollensa (www.ree.es/en/sustainability/noteworthy-projects/environmental-projects/posidonia-oceanica) (§ 3.3 "Utilizzo del materiale vegetale per azioni di riforestazione"); **BOX 6: Esempio di buone pratiche di rinfoltimento delle praterie di *Posidonia oceanica*.**

2.3. Progetti di riforestazione svolti con il contributo UE

Negli ultimi anni sono stati molti i progetti finanziati nell'ambito di programmi europei che si sono occupati di operazioni di riforestazione e rinfoltimento di praterie di fanerogame marine (Tabella 2.1).

Tabella 2.1. Progetti Europei inerenti operazioni di riforestazione/rinfoltimento di praterie di fanerogame marine

PROGETTO	ANNO	SPECIE	FINANZIAMENTO
BIOMARES Restoration and Management of Biodiversity in the Marine Park Site Arrábida-Espichel	2007-2011	<i>Zostera marina</i> <i>Zostera noltii</i> <i>Cymodocea nodosa</i>	UE LIFE (sottoprogramma Ambiente, settore prioritario Natura e biodiversità)
RESMARIS Recupero di habitat minacciati nell'area marina Capo Carbonara, Sardegna	2014-2018	<i>Posidonia oceanica</i>	UE LIFE (sottoprogramma Ambiente, settore prioritario Natura e biodiversità)
LIFESERESTO Habitat 1150* (Coastal lagoon) recovery by SEagrass RESTOration. A new strategic approach to meet HD & WFD objectives	2014-2018	<i>Zostera marina</i> <i>Nanozostera noltii</i>	UE LIFE (sottoprogramma Ambiente, settore prioritario Natura e biodiversità)
MERCES Marine Ecosystem Restoration in Changing European Seas	2016-2018	<i>Posidonia oceanica</i> <i>Zostera spp</i>	HORIZON2020
LIFESEPOSSO Supporting Environmental governance for the POSidonia oceanica Sustainable transplanting Operations	2017-2021	<i>Posidonia oceanica</i>	UE LIFE (sottoprogramma Ambiente, settore prioritario Governance e informazione in materia ambientale)
LIFE Recreation ReMEDIES Reducing and Mitigating Erosion and Disturbance Impacts affecting the Seabed	2019-2023	<i>Zostera spp</i>	UE LIFE (sottoprogramma Ambiente, settore prioritario Natura e biodiversità)
SASPAS Safe Anchoring and Seagrass Protection in the Adriatic Sea	2019-2021	<i>Posidonia oceanica</i>	INTERREG ITALIA-CROAZIA

Procedendo in ordine temporale, il primo progetto ad essersi avvalso di fondi comunitari per attuare operazioni di *restoration* di praterie degradate di fanerogame è il progetto **BIOMARES** (*Restoration and Management of Biodiversity in the Marine Park Site Arrábida-Espichel*). Tale progetto, finanziato nel 2007 nell'ambito del Programma UE LIFE, aveva come obiettivo il ripristino e la gestione della biodiversità nel SIC (Sito di Importanza Comunitaria) "Arrábida-Espichel" (Oceano Atlantico-Portogallo) attraverso diverse azioni, tra le quali il ripristino delle praterie danneggiate dalle attività di pesca e la nautica da diporto. A tale scopo, piante appartenenti a tre differenti specie di fanerogame marine (*Zostera marina*, *Zostera noltii*, *Cymodocea nodosa*) sono state raccolte da siti donatori e trapiantate in zone degradate; inoltre, per il mantenimento della diversità genetica delle aree trapiantate, sono state poste nelle stesse aree delle sacche forate contenente fiori in maturazione al fine di favorire la dispersione dei semi nelle aree di intervento (Figura 2.1) (Cunha, 2008). Le operazioni di trapianto, effettuate durante 4 campagne (2007-2010), sono state condotte avvalendosi inizialmente di supporti in metallo fissati al fondale, successivamente di piccole zolle. In base alla specie, al metodo di trapianto utilizzato e all'area in cui questo è stato effettuato, sono stati ottenuti tassi differenti di crescita e sopravvivenza, ma in ogni caso si è avuta una forte diminuzione del numero di germogli nel tempo. Nonostante alcuni successi iniziali, le forti tempeste invernali del 2009/2010 hanno distrutto gran parte degli interventi di rinfoltimento (Cunha *et al.*, 2014).



Figura 2.1. Operazioni di trapianto a Portinho da Arrábida. Fissaggio delle unità di trapianto sul fondale, zolla trapiantata e sacca sospesa contenente fiori con frutti in maturazione (progetto BIOMARES; da Cunha, 2008)

Nel 2014, sono stati due i progetti finanziati dal programma LIFE aventi tra le azioni il recupero di praterie di fanerogame: **RESMARIS** (*Recupero di habitat minacciati nell'area marina Capo Carbonara, Sardegna*) e **LIFESERESTO** (*Habitat 1150* (Coastal lagoon) recovery by SEagrass RESTOration. A new strategic approach to meet HD & WFD objectives*).

Il progetto **RESMARIS** aveva come obiettivo la conservazione e il recupero degli ecosistemi marini e terrestri che costituiscono la spiaggia sommersa e quella emersa, tra i quali l'habitat

prioritario 1120* presente nel SIC “Isola dei Cavoli, Serpentara, Punta Molentis e Campulongu”. L’attività di rinfoltimento è stata condotta in aree degradate impiegando tecniche di ancoraggio al fondale già sperimentate (utilizzo di geostuoie) ma utilizzando le piante di *Posidonia oceanica* localmente scalzate dalle mareggiate o dall’erosione della *matte*, evitando così il prelievo diretto dalla prateria (Piazzini *et al.*, 2021).

Ad eccezione di due geostuoie, dislocate da mareggiate avvenute nel 2018 e 2019, alla fine del periodo di studio i sistemi di ancoraggio erano intatti, ben ancorati e colonizzati da assembramenti algali. Inoltre, a tre anni dalla loro installazione, il 92,5% delle stuoie risultava ancora *in situ* (Figura 2.2) e la sopravvivenza delle talee era del 46,5% (Piazzini *et al.*, 2021).

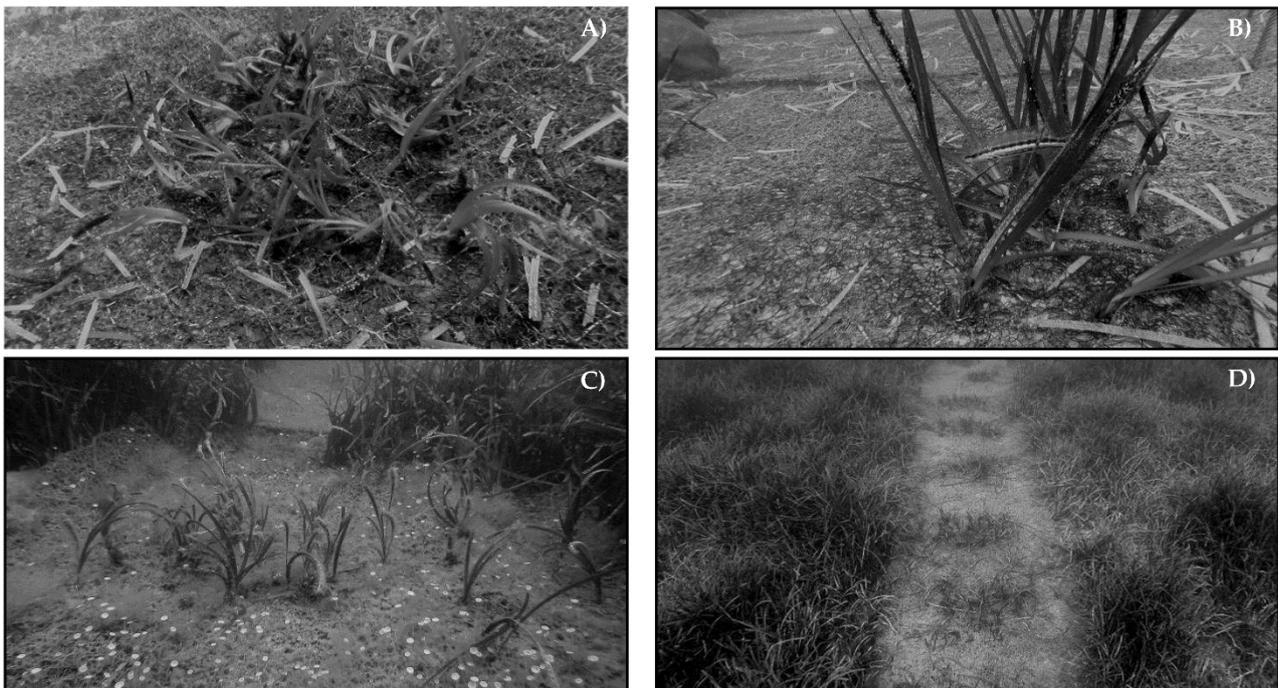


Figura 2.2. Geostuoie dopo il posizionamento (A, B) e dopo tre anni (C, D) (Progetto RESMARIS; da Piazzini *et al.*, 2021).

A differenza del progetto RESMARIS, **LIFESERESTO** aveva come obiettivo il ripristino e la conservazione dell’habitat 1150* (Lagune costiere) nel SIC “Laguna Superiore di Venezia”. A tale scopo sono state trapiantate, mediante l’utilizzo di zolle e rizomi, le fanerogame *Zostera marina* e *Nanozostera noltii*, creando punti di innesco per la ri-colonizzazione grazie alla naturale propagazione dei rizomi e, soprattutto, alla dispersione dei semi. Questo è stato possibile trapiantando manualmente un numero ridotto di piccole zolle e di rizomi (Figura 2.3), in 35 siti diffusi in tutta l’area di intervento. A quattro anni dalle prime attività di trapianto le praterie di fanerogame si sono espanse, con diversi gradi di copertura, su una superficie di circa 10 km², pari a oltre il 25% dell’area di progetto (Bonometto *et al.*, 2018).



Figura 2.3. Zolla trapiantata e trapianto di un rizoma tramite pinza (Progetto Life SERESTO; da Bonometto *et al.*, 2018)

Per quanto riguarda il programma di finanziamento Horizon2020, nel 2016 è stato finanziato il progetto **MERCES** (*Marine Ecosystem Restoration in Changing European Seas*). L'obiettivo del progetto era quello di creare nuovi strumenti e metodologie in grado di valutare l'efficacia di azioni di recupero di ecosistemi/*habitat* marini degradati, attraverso l'utilizzo di un approccio integrato e multidisciplinare. A tal fine sono stati effettuati studi pilota di restauro ecologico su diversi ecosistemi marini, tra i quali gli ecosistemi costieri di fondo mobile caratterizzati dalla presenza di fanerogame (*Zostera spp.* e *Posidonia oceanica*) (<http://www.merces-project.eu/>). Nel 2018 è stato condotto, in collaborazione con il progetto ABaCo ("Sperimentazioni pilota finalizzate al restauro ambientale e balneabilità del SIN Bagnoli-Coroglio"; finanziato dal MIUR), uno studio pilota a Pozzuoli (Mar Tirreno) per ripristinare un posidonieto danneggiato dall'intensa attività industriale una volta presente nell'area. I trapianti sono stati effettuati utilizzando substrati rocciosi depositi in due differenti siti a 15 m di profondità (Figura 2.4). Attualmente si sta assistendo alla crescita dei rizomi e di nuove plantule (<http://www.merces-project.eu/?q=content/wp2-field-activities-restoration-marine-shallow-soft-bottoms-habitats>).

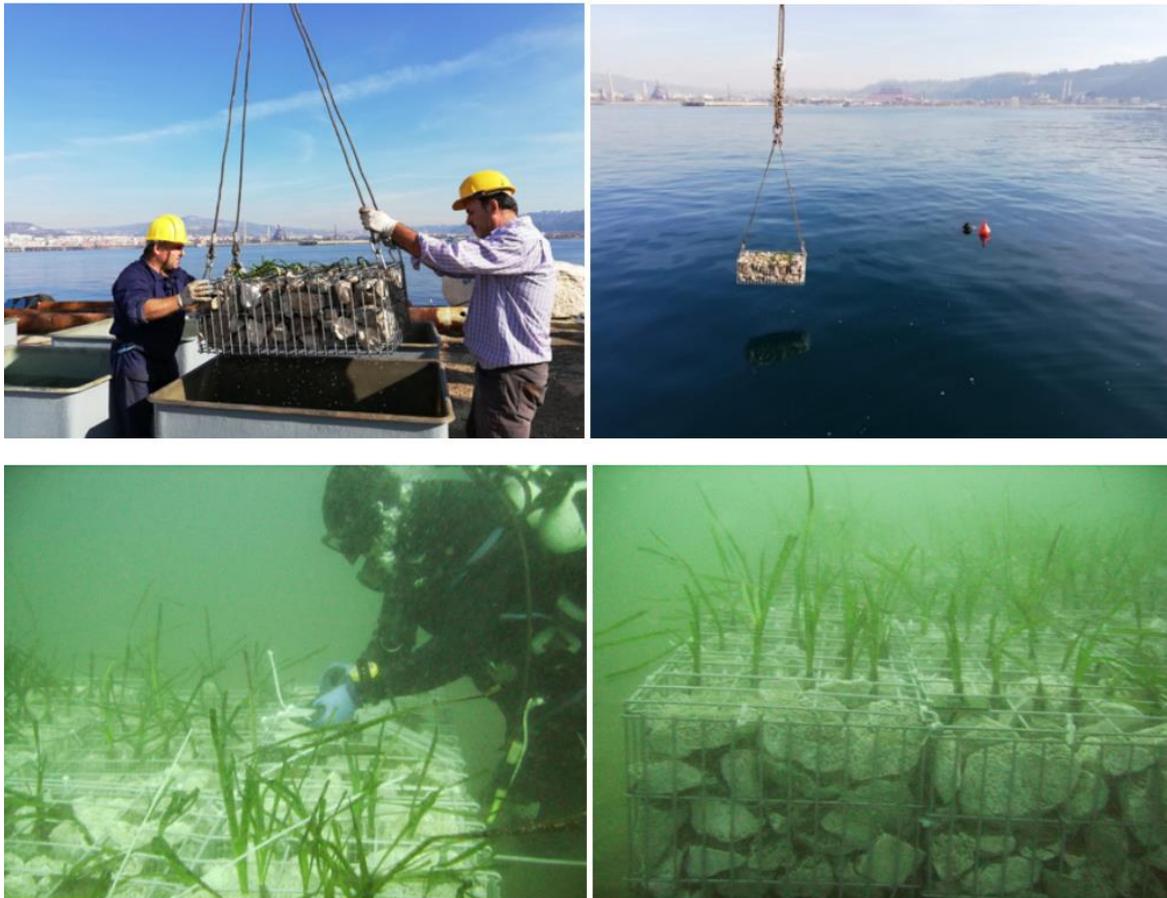


Figura 2.4. Differenti fasi del trapianto di *Posidonia oceanica* mediante l'utilizzo di substrati rocciosi (Progetto MERCES; da <http://www.merces-project.eu/?q=content/wp2-field-activities-restoration-marine-shallow-soft-bottoms-habitats>)

Nel 2017, durante uno studio pilota nato dalla collaborazione di quattro differenti progetti (MERCES, Griend, STW Bridging Thresholds, STW all-risk), zolle di *Z. marina* sono state trapiantate in strutture biodegradabili realizzate con amido derivato dalle patate chiamate "BESE" (*Biodegradable Elements for Starting Ecosystems*), insieme ad esemplari di mitili (*Mytilus edulis*), al fine di valutare gli eventuali effetti benefici dei mitili sulla fanerogama (Figura 2.5) (<http://www.merces-project.eu/?q=content/wp2-field-activities-restoration-marine-shallow-soft-bottoms-habitats>).



Figura 2.5. Strutture biodegradabili installate nel Mare di Wadden con all'interno esemplari di *M. edulis* e *Z. marina* (Progetto MERCES; foto di Laura Govers; da <http://www.merces-project.eu/?q=content/wp2-field-activities-restoration-marine-shallow-soft-bottoms-habitats>).

Il progetto Life **SEPOSSO** (*Supporting Environmental governance for the POSidonia oceanica Sustainable transplanting Operations*) è stato finanziato nel 2017 nell'asse *Governance* dei progetti LIFE. Il suo obiettivo era quello di migliorare la *governance* italiana dei trapianti di *Posidonia oceanica* eseguiti per compensare i danni causati da opere e infrastrutture costiere. Tra le azioni del progetto non c'erano vere e proprie operazioni di trapianto, bensì la valutazione della *performance* dei trapianti di *P. oceanica* esistenti in Italia e la definizione di specifici protocolli di monitoraggio per valutarne l'efficacia. Le attività di monitoraggio, effettuate attraverso due campagne di attività subacquee (primavera-estate 2018/2019), si sono svolte in diversi siti (Piombino, Ischia, Civitavecchia e Augusta) in cui sono stati realizzati, con tecniche diverse, su diverse scale spaziali e in diversi periodi, trapianti di *Posidonia* (Figura 2.6). I quattro casi indagati hanno mostrato una differente sopravvivenza, data sia dalla mortalità dei fasci trapiantati, sia dalla crescita di nuovi fasci. Nel caso dei due trapianti più remoti (Civitavecchia e Ischia) l'esito può considerarsi nel complesso positivo, mentre nel caso di Piombino e Augusta saranno necessari ulteriori monitoraggi in quanto gli interventi sono stati effettuati recentemente (<http://lifeseposso.eu/>).



Figura 2.6. Casi studio monitorati dal progetto SEPOSSO: Piombino, Civitavecchia, Ischia, Augusta (Progetto SEPOSSO; da <http://lifeseposso.eu/>).

Il progetto LIFE **Recreation ReMEDIES** (*Reducing and Mitigating Erosion and Disturbance Impacts affecting the Seabed*), finanziato nel 2019 e tutt'ora in corso, ha lo scopo di ridurre gli impatti negativi della nautica da diporto sui fondali di 5 Zone Speciali di Conservazione (ZCS) presenti nel sud dell'Inghilterra. Una delle azioni del progetto prevede il restauro di circa 8 ettari di praterie (*Zostera spp*); le operazioni di trapianto, in parte già effettuate, si basano sull'utilizzo di sacchi di iuta biodegradabili riempiti con semi e giovani plantule (coltivate in laboratorio) lasciati sul fondale (Figura 2.7) (<https://saveourseabed.co.uk>).



Figura 2.7. Sacchi di iuta contenenti semi di *Zostera spp* durante la coltivazione in laboratorio e una volta posti sul fondale (progetto ReMEDIES; da <https://saveourseabed.co.uk>)

Anche nell'ambito del programma di cooperazione territoriale europea Italia-Croazia (Interreg) nel 2019 è stato finanziato **SASPAS** (*Safe Anchoring and Seagrass Protection in Adriatic Sea*), un progetto volto a migliorare lo stato di conservazione di alcune praterie di fanerogame presenti in differenti aree del Mar Adriatico, anche attraverso operazioni di rinfoltimento dell'habitat (<https://saspas.eu/>). Le operazioni di rinfoltimento sono state condotte utilizzando strutture di ancoraggio al substrato in materiale biodegradabile (MaterBi) (brevetto depositato da Biosurvey S.r.l., Spin-off dell'Università di Palermo e IDEA S.r.l.) (Figura 2.8).



Figura 2.8. Strutture di ancoraggio utilizzate per il rinfoltimento del posidonieto nelle Isole Kornati (Croazia) (progetto SASPAS; da <https://www.biosurvey.it/kornati>)

3. Buone pratiche per il riutilizzo di semi, germogli e talee spiaggiate

Da molti dei lavori e dei progetti citati nei paragrafi precedenti, emerge che l'utilizzo di metodiche "indipendenti dal letto donatore", le quali non comportano l'espianto di materiale da praterie sane, ma utilizzano semi e germogli e talee naturalmente distaccate dalle praterie, rappresenta una valida alternativa all'utilizzo di metodi più costosi e meno sostenibili a livello ambientale.

È per questo motivo che le buone pratiche proposte dal presente manuale, indirizzato principalmente a Parchi Nazionali e AMP, si incentrano sull'utilizzo di semi e germogli spiaggiati e di talee rimosse da mareggiate e eventi di ancoraggio per operazioni di riforestazione di posidonieti degradati.

Nella Figura 3.1 vengono rappresentate schematicamente le differenti fasi nelle quali si articolano le operazioni proposte, le quali verranno analizzate nei prossimi paragrafi.

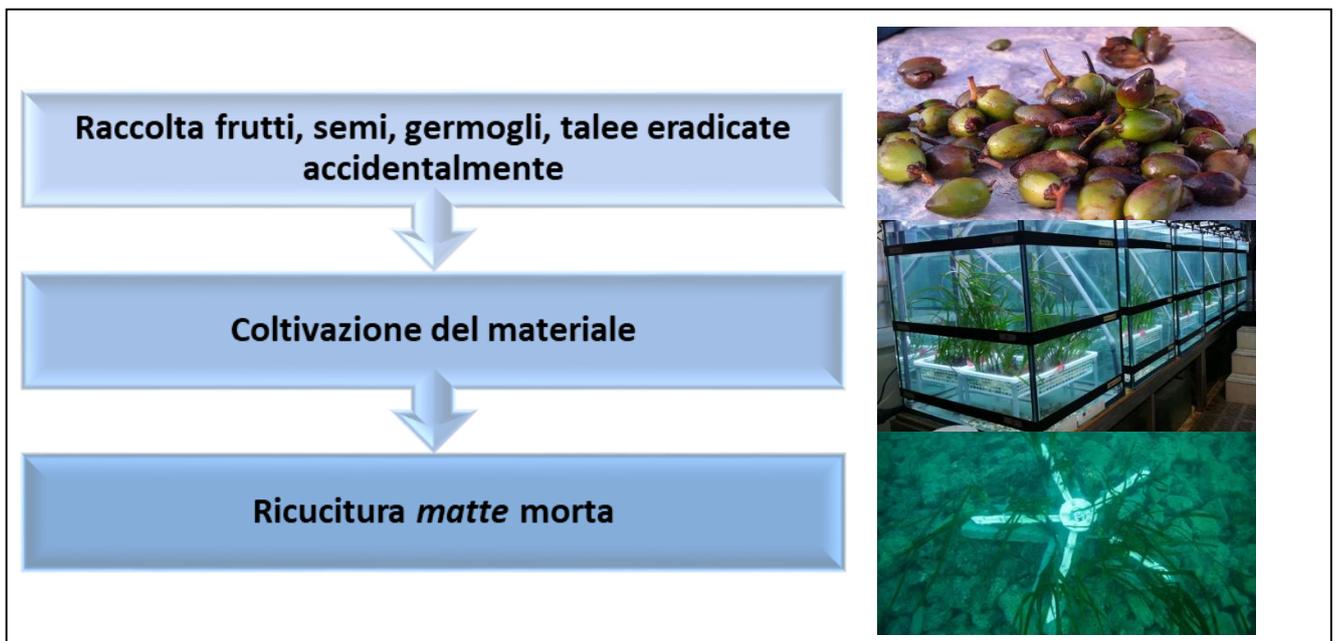


Figura 3.1. Rappresentazione schematica delle differenti fasi

3.1. Raccolta di frutti, germogli e talee

Il frutto ovoidale di *P. oceanica* è costituito da un pericarpo carnoso ricco di sostanze oleose che racchiude al suo interno un unico seme. Giunti a maturazione i frutti si staccano dalla pianta e galleggiando sulla superficie dell'acqua possono essere trasportati dalle correnti in luoghi anche molto distanti dalla prateria di provenienza e, a seguito di forti mareggiate, possono raggiungere la costa e formare notevoli accumuli.

La raccolta di frutti e semi deve essere effettuata in primavera, periodo in cui avviene la maturazione e durante il quale è quindi possibile, soprattutto a seguito di mareggiate, ritrovarne anche grandi quantità sulle spiagge. A causa dell'imprevedibilità degli eventi di fioritura delle praterie (si veda **BOX 4 "Fioritura e fruttificazione delle praterie di *Posidonia oceanica*", §2.2 "Riforestazione mediante l'utilizzo di semi e giovani plantule"**) sarebbe utile mettere a punto un piano di monitoraggio per la previsione di potenziali eventi di fioritura e fruttificazione, così da programmare al meglio la fase di recupero del materiale vegetale (es. informazioni sull'andamento delle temperature primaverili ed estive). Oltre all'analisi dei parametri ambientali responsabili di questi eventi, potrebbe rivelarsi estramente utile il coinvolgimento di fruitori abituali del mare, quali i subacquei e i diportisti, che potrebbero individuare e successivamente segnalare su specifici siti (es. seagrassspotter.org) o direttamente agli Enti competenti (ad esempio AMP, Parchi Nazionali, Comuni, etc.) la fioritura e/o fruttificazione dei posidonieti.



Figura 3.2. Raccolta dei frutti spiaggiati di *P. oceanica*

Spesso, oltre ai frutti, è possibile recuperare lungo le coste talee eradicata dalle mareggiate e/o accidentalmente rimosse a seguito di ancoraggi sui posidonieti. In questo caso il periodo migliore per la raccolta risulta essere l'inverno, sebbene sia possibile effettuare i lavori di raccolta anche durante la stagione autunnale e primaverile a seconda delle condizioni atmosferiche e ondose.

Così come per la segnalazione della fioritura e fruttificazione dei posidonieti, anche le attività di raccolta di semi, germogli e talee possono essere effettuate avvalendosi di personale specializzato e coinvolgendo gruppi di cittadini, diportisti e subacquei, che oltre a partecipare alla raccolta, possono segnalarne la presenza o recuperare il materiale vegetale e consegnarlo in specifiche aree. In Australia e Nuova Zelanda gruppi di volontari vengono già impiegati per operazioni di ripristino, dove contribuiscono sia raccogliendo talee distaccatesi naturalmente e reperite sulle spiagge, sia nel rilascio di semi (Mei tan *et al.*, 2020; <https://www.operationposidonia.com/>).

Una volta recuperato il materiale, questo dovrà essere adeguatamente selezionato e conservato fino alle operazioni di riforestazione delle aree di posidonieto ritenute idonee.

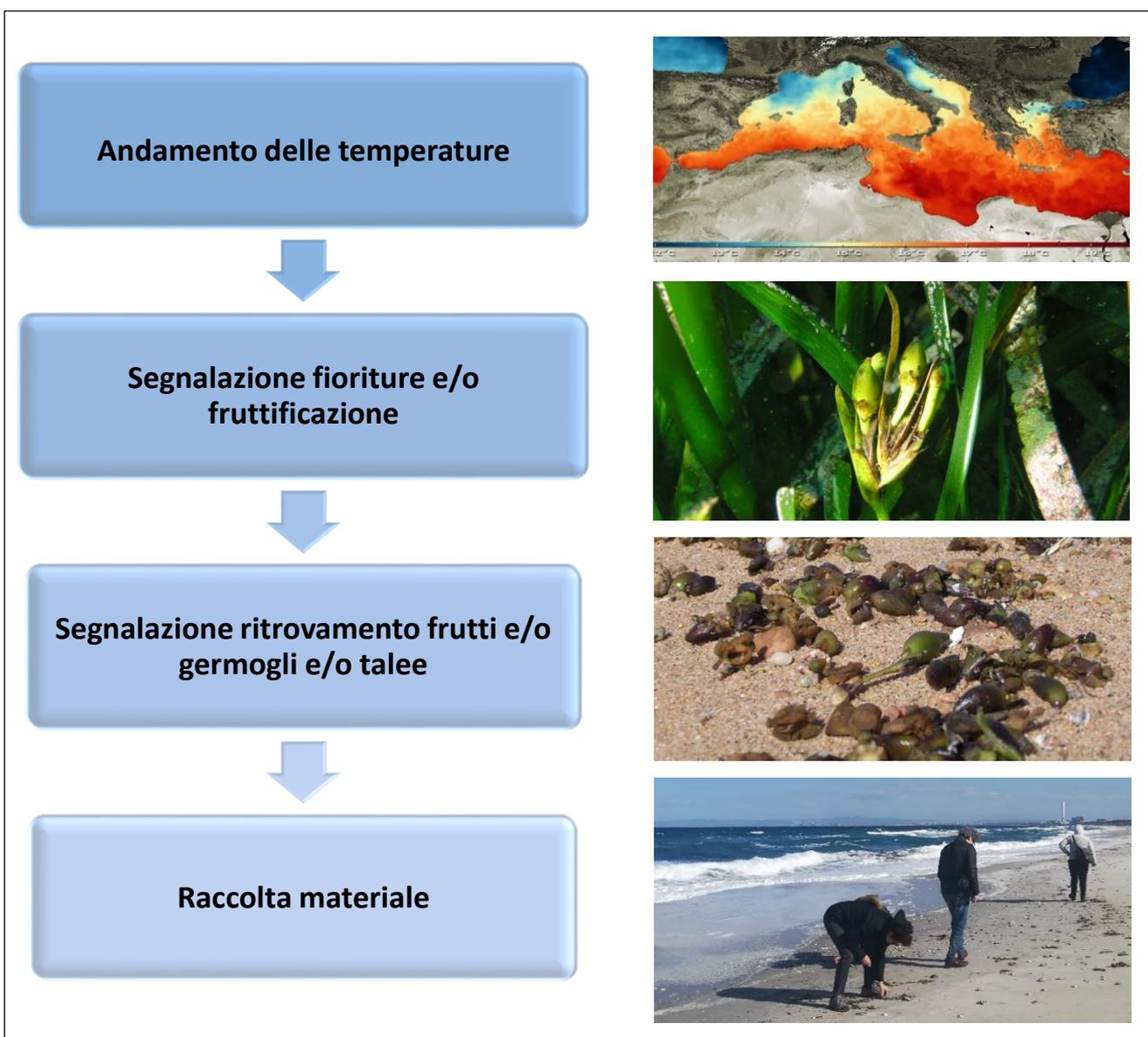


Figura 3.3. Rappresentazione schematica delle fasi per la raccolta del materiale vegetale

3.2. Coltivazione di frutti, germogli e talee

La coltivazione di semi e talee di *Posidonia oceanica* in ambiente controllato è una procedura attuabile, come dimostrato da molti studi (Caye e Meinesz, 1989, Buia e Mazzella, 1991, Meinesz *et al.*, 1993, Bedini, 1997, Balestri *et al.*, 1998, 2011; Belzunce *et al.*, 2008; Ward *et al.*, 2020), ma affinché abbia successo è necessario rispettare determinate condizioni, come temperatura, salinità e intensità luminosa.

Mentre per le talee questa fase non è indispensabile, per i semi rappresenta un passaggio fondamentale, in quanto permetterà la germinazione degli stessi e lo sviluppo delle radici.

Le metodiche di coltivazione proposte fanno riferimento ai lavori citati nel capitolo precedente e si basano in parte sul protocollo riportato dal manuale “*Practical Guide: The Planting of Posidonia oceanica*” (REE, 2018). Prima di essere messi in coltura, frutti e talee dovrebbero essere sottoposti ad una selezione per escludere quelli giudicati non idonei perché deteriorati o potenzialmente affetti da infezioni batteriche che potrebbero diffondersi.

Frutti e talee dovrebbero essere messi in coltura in vasche separate, e in entrambi i casi con temperature comprese tra 20-22 °C ed una salinità di circa di 37 PSU. L’allestimento potrà essere effettuato sia all’interno, utilizzando delle lampade con una giusta intensità luminosa e con fotoperiodi paragonabili a quelli del periodo durante il quale avviene la coltivazione, oppure all’esterno, facendo attenzione alla temperatura, soprattutto nel periodo estivo. Le vasche devono essere costantemente controllate per eliminare il materiale deteriorato e/o morto e eventuali invertebrati presenti. Nel caso in cui non sia possibile allestire vasche con un flusso continuo di acqua di mare, andrà monitorata e aggiustata la salinità e mensilmente cambiata l’acqua. Relativamente al substrato di crescita, le talee possono essere coltivate senza di esso, utilizzando delle griglie sospese sotto la superficie dell’acqua alle quali ancorarle. Per i semi invece utilizzare sabbia e ghiaia, aumenta lo sviluppo verticale delle radici (Balestri *et al.*, 2015; Guerrero-Meseguer *et al.*, 2016), con un conseguente maggior successo durante le fasi di piantumazione.



Figura 3.4. Coltivazione di frammenti di piante adulte e semi effettuati nell’ambito del progetto R&D+i ‘*Use of seeds and fragments of Posidonia oceanica for the recovery of areas affected by Red Eléctrica de España*’ (da REE, 2018).

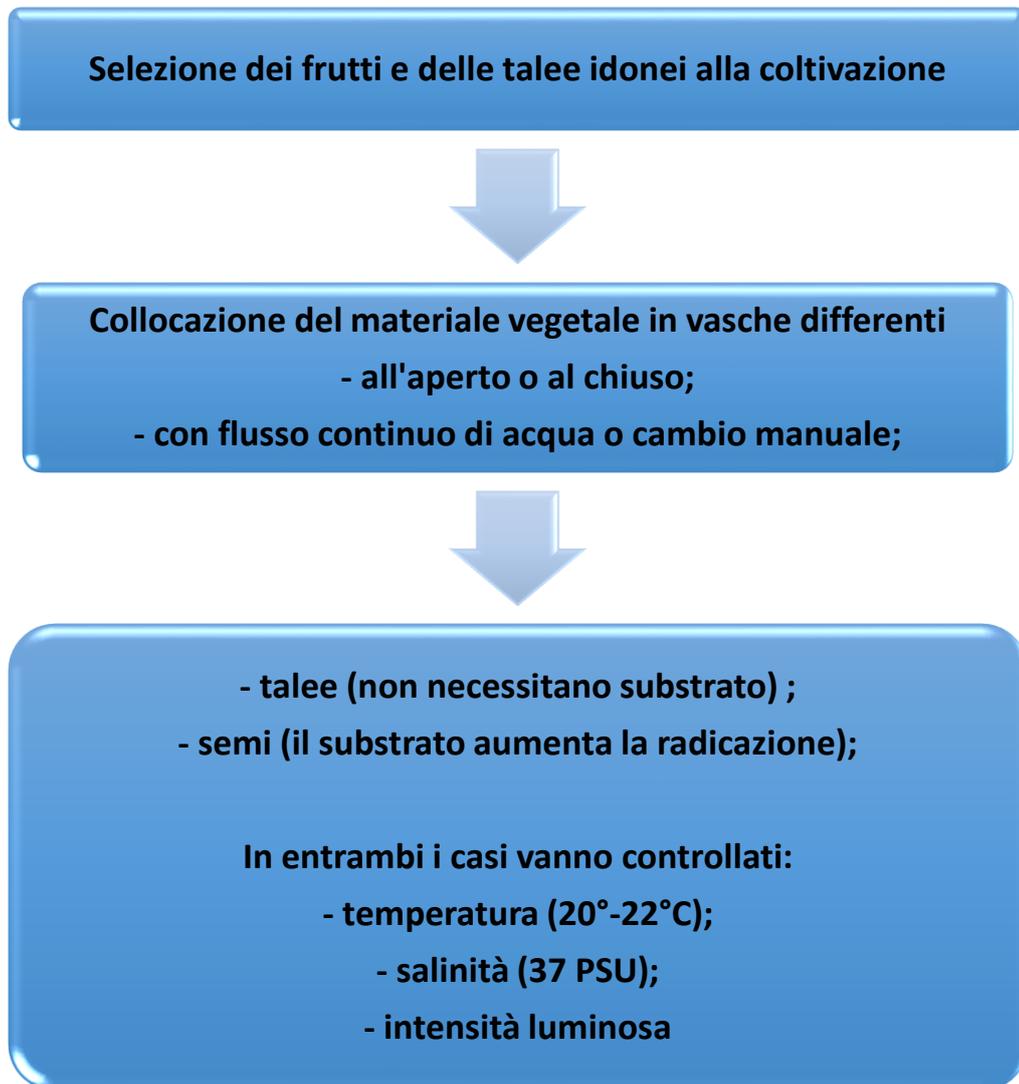


Figura 3.5. Rappresentazione schematica delle fasi per la coltivazione del materiale vegetale

3.3. Utilizzo del materiale vegetale per azioni di riforestazione

Successivamente alla fase di coltivazione, sia le plantule che le talee verranno collocate in aree danneggiate dei posidonieti, appositamente selezionate in base alle loro caratteristiche (tipologia del substrato, caratteristiche chimico-fisiche, pressioni presenti) sulla base di un criterio di idoneità del sito. Per individuare le aree degradate bisognose di intervento sarà necessaria la mappatura dei fondali e la conduzione di indagini di verifica diretta (“verità a mare”). Gli interventi di riforestazione dovranno essere svolti in aree caratterizzate da assenza di disturbi (torbidità, sedimentazione, presenza di rifiuti abbandonati) e dalla presenza di substrati idonei (ad esempio *matte* morta in buono stato di conservazione). Una volta individuate e caratterizzate le aree degradate su cui intervenire si procede con la scelta del sistema di ancoraggio idoneo, per il quale si consiglia l’impiego di supporti più sostenibili a livello ambientale (vedi Bacci *et al.*, 2014 e **BOX 5, 6 e 7**).

Il sistema di ancoraggio selezionato deve essere posizionato da personale specializzato e in modo da assicurare la massima tenuta al fondale, inoltre le operazioni di ricucitura devono avvenire nei periodi idonei, ossia l’autunno e la primavera.

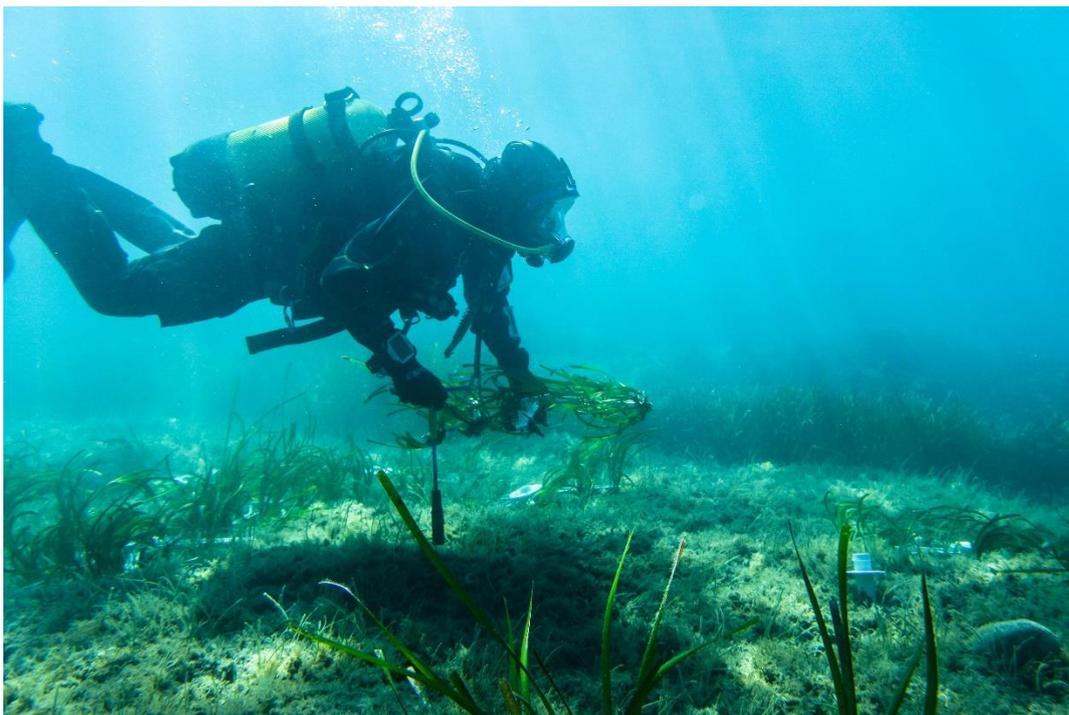


Figura 3.6. Posizionamento dei sistemi di ancoraggio (foto fornita da Biosurvey S.r.l.)

Nei Box di approfondimento che seguono vengono riportate alcune esperienze di riforestazione attuate negli ultimi anni.

BOX 5. Esempio di buone pratiche di rinfoltimento delle praterie di *Posidonia oceanica*

UTILIZZO DI BIOSTUOIE PER IL RIPRISTINO DI PRATERIE DI *POSIDONIA OCEANICA*

STEFANO ACUNTO, LUIGI PIAZZI, FRANCESCO CINELLI

INTERNATIONAL SCHOOL FOR SCIENTIFIC DIVING "ANNA PROIETTI ZOLLA" (ISSD),

P.LE ITALIA, 279 – 55100 LUCCA.

ISSD8479@GMAIL.COM

Sintesi descrizione della tecnica di rinfoltimento:

La tecnica qui descritta nasce dall'idea di utilizzare materiali e metodi già impiegati con successo in ambiente terrestre in opere di ingegneria naturalistica. In queste applicazioni vengono utilizzate piante vive per interventi antiersivi e di consolidamento. A partire dalle prime sperimentazioni (Cinelli *et al.*, 2007a; 2007b; Bacci *et al.* 2014), le più recenti e soddisfacenti applicazioni in ambiente marino risalgono al 2016 (Acunto *et al.*, 2017; Frau *et al.*, 2020; Piazzini *et al.*, 2021) ed al 2019 (Acunto *et al.*, 2020; Piazzini *et al.*, 2021).

La tecnica qui proposta prevede come supporto di ancoraggio per talee, semi e/o germogli di *P. oceanica* l'utilizzo di geocompositi "R.E.C.S.® - Cocco" (*Reinforced Erosion Control System*) costituiti da una rete in fibra di cocco 100% naturale (biostuoia) che viene fissata, già durante la fase produttiva, ad un elemento di rinforzo metallico costituito da una rete esagonale a doppia torsione (8 X 10 cm con filo di 2,70 mm di diametro). La biostuoia ha una massa areica di 700 gr/mq e presenta una buona resistenza meccanica alla trazione longitudinale (= 20 kN/m).

I geocompositi vengono normalmente venduti in rotoli di dimensioni 50 m X 2 m dai quali, essendo facilmente sezionabili, possono essere ricavate stuoie tagliate su misura a seconda delle esigenze dell'utilizzatore. Stuoie di dimensioni variabili tra i 5 m e 12,5 m di lunghezza per 2 m di larghezza hanno dato ottime garanzie di stabilità e tenuta. Le stuoie, che faranno da supporto alle piante, vengono stese sul fondo ed ancorate al substrato mediante semplici picchetti costituiti da tondini metallici lunghi almeno 120 cm e sezione del diametro di 1,4 cm.

Descrizione del caso applicativo:

Il progetto di riforestazione qui descritto si colloca nell'ambito di una sperimentazione realizzata dall'*International School for Scientific Diving* (ISSD) grazie a risorse proprie ed un finanziamento privato (LUSH Italia). Il progetto si proponeva di ottenere il ripristino dell'integrità della prateria presente in un tratto di mare prospiciente la località Cavo (Comune di Rio, Isola d'Elba - LI).

L'area idonea per la riforestazione è stata individuata in prossimità dell'isolotto dei Topi dove la prateria di *P. oceanica*, nel versante esposto a nord, presenta larghe radure a *matte* morta. L'intervento è stato effettuato in maggio-giugno 2019 ed ha interessato un'area di circa 200 m² di fondo posto a circa 15 m di profondità. Sono state utilizzate 10 biostuoie per una superficie complessiva di 100 m² che hanno fatto da supporto a 2.000 talee (costituite da rizomi prevalentemente plagiotropi) organizzate in nuclei di ricolonizzazione costituiti da almeno 20 talee/m², ciascuna talea recava mediamente 2 fasci fogliari per una densità complessiva al momento del trapianto di circa 40 fasci/m². Sono state messe a dimora esclusivamente talee già eradiccate per cause naturali prelevate direttamente *in situ* da Operatori Scientifici Subacquei certificati ISSD. In questo modo è stato escluso il disturbo sulla prateria donatrice. Inoltre, con l'obiettivo di mettere a punto un sistema alternativo di restauro delle praterie, su un'altra biostuoia (10 m²) sono stati fissati alla stessa profondità circa 300 germogli raccolti nella zona nel maggio 2019 e mantenuti in mare fino al momento dell'impianto avvenuto nel giugno 2019.

Sintesi dei risultati ottenuti dall'azione di rinfoltimento:

Un primo monitoraggio dell'impianto è stato eseguito il 7 dicembre 2019. Delle 20 talee/m² inizialmente presenti sono state contate una media di 11,52±1,1 talee/m² equivalenti ad un tasso di sopravvivenza pari al 57,63%. I germogli a dicembre 2019 apparivano in ottime condizioni e dei 300 piantati ne sono stati contati 270 per un tasso di sopravvivenza del 90%.

Nella fase iniziale dello studio è stata valutata anche la densità delle piante: il 30 giugno 2019, a circa 2 mesi dalla messa in opera dell'impianto, la densità risultava pari a 30,5±1,2 fasci/m² per un tasso di sopravvivenza, rispetto ai 40 fasci/m² stimati al momento del trapianto, di circa il 76%. Alla data del primo

monitoraggio del dicembre 2019 la densità risultava pari a $29,8 \pm 1,2$ fasci/m² per un tasso di sopravvivenza di circa il 75%.

L'ultimo monitoraggio, eseguito il 24 aprile 2021, ha dato ottime indicazioni: le biostuoie sono risultate ancora tutte *in situ* ed in stato di efficienza eccellente, rispetto ai $29,8$ fasci/m² presenti mediamente a dicembre 2019 la densità è aumentata ed è risultata pari a $35,03 \pm 2,1$ fasci/m² per un tasso di sopravvivenza pari al 87,57%. Questo risultato dimostra che le talee si accrescono generando nuovi fasci fogliari. I germogli, ormai diventati piccole piante con rizomi e radici ben evidenti, sono risultati essere 176 rispetto ai 300 iniziali per un tasso di sopravvivenza a quasi due anni dalla semina del 58,7%.

Alla data dell'ultimo monitoraggio di aprile 2021, nessuna stuoia e nessun nucleo di ricolonizzazione è andato perduto.

Raccomandazioni:

Si raccomanda l'utilizzo della tecnica su *matte* morta ed a profondità tra i -12 m ed il limite di distribuzione della prateria. Profondità inferiori ai -12 metri possono essere valutate in relazione all'esposizione dell'area di riforestazione ed alla probabilità che questa possa essere soggetta ad eventi meteomarinari di forte intensità.

Nel caso della tecnica qui proposta, il trapianto può essere effettuato durante tutto il periodo favorevole (maggio – ottobre). Tuttavia, è da considerare preferibile il periodo primaverile o di inizio estate, in quanto le biostuoie e le talee trapiantate hanno modo di potersi stabilizzare durante il periodo estivo, meteorologicamente più favorevole, prima di affrontare il periodo tardo autunnale ed invernale, quando aumenta la probabilità di forti mareggiate che potrebbero eradicare le talee appena trapiantate o danneggiare le stuoie.

Possibili criticità riguardano l'utilizzo di talee scalzate naturalmente e di semi e germogli raccolti lungo la costa: la vitalità del materiale raccolto è difficile da valutare con certezza, pertanto, il tasso di mortalità nelle prime fasi dopo il trapianto può essere maggiore rispetto a quella di piante prelevate da una prateria donatrice.

Anche la tenuta nel tempo delle fibre vegetali (cocco) che formano le biostuoie deve essere valutata nel lungo periodo. Al momento della stesura di questo documento, passati poco più di due anni dalla loro messa in opera, le biostuoie risultano integre ed ancora con invariata capacità di tenuta.



Figura 1. Biostuoie R.E.C.S.® - Cocco *in situ* ad un anno dal trapianto. In alto a sinistra le stuoie sono rinverdite con talee (si distinguono i nuclei di ricolonizzazione); in alto a destra stuoia rinverdita con germogli; in basso a sinistra dettaglio della biostuoia.

Bibliografia citata:

Acunto S., Bacchetta G., Bordigoni, A., Cadoni N., Cinti M.F., Duràn Navarro M., Frau F., Lentini L., Liggi M.G., Masala V., Meloni F., Pinna R., Podda L., Sanna A. (2017). The LIFE+ project " RES MARIS-

Recovering Endangered habitats in the Capo Carbonara Marine area, Sardinia ": first results. *Plant Sociology*, 54: 85-95. <http://dx.doi.org/10.7338/pls2017541S1/11>.

Acunto S., Piazza L., Leone L.M. (2020). Ripristino delle praterie di *Posidonia oceanica* tramite tecniche di ingegneria naturalistica e l'uso di materiali biodegradabili. *Biologia Marina Mediterranea*, *in press*.

Bacci T., La Porta B., Maggi C., Nonnis O., Paganelli D., Rende F.S., Targusi M. (Eds.) (2014). Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*. ISPRA; Manuali e Linee Guida n.106.

Cinelli F., Boccalaro F., Burgassi M., Rende F., Piazza L., Zanella M. (2007a). Utilizzo sperimentale in mare di sistemi tecnici già impiegati dall'ingegneria naturalistica terrestre. *Biologia Marina Mediterranea*, 14(2): 342-343.

Cinelli F., Boccalaro F., Burgassi M., Piazza L., Rende F., Zanella M. (2007b). Technique de fixation des boutures de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en Méditerranée: adaptation en milieu marin d'un système déjà utilisé sur terre. Atti del «Troisième Symposium Méditerranéen sur la Végétation Marine» Marseille, 257-258.

Frau F., Acunto S., Atzori F., Cinti M.F. (2020). Ripristino di una prateria di *Posidonia oceanica* mediante tecniche di ingegneria naturalistica nell'ambito del Progetto Europeo LIFE+ Res Maris. *Biologia Marina Mediterranea*, *in press*.

Piazza L., Acunto S., Frau F., Atzori F., Cinti M.F., Leone L.M., Ceccherelli G. (2021). Environmental engineering techniques to restore degraded mediterranean *Posidonia oceanica* meadows. *Water*, 13 (5): 661. <https://doi.org/10.3390/w13050661>.

BOX 6. Esempio di buone pratiche di rinfoltimento delle praterie di *Posidonia oceanica*

RED ELÉCTRICA DE ESPAÑA (REE) MARINE FOREST, UN TRAPIANTO DI 2 ETTARI DI *POSIDONIA OCEANICA* NELLA BAIJA DI POLLENÇA, MAIORCA, ISOLE BALEARI, SPAGNA

TERRADOS, J. AND CASTEJÓN-SILVO, I.

MEDITERRANEAN INSTITUTE OF ADVANCED STUDIES, IMEDEA (CSIC-UIB)

ESPORLES, MALLORCA, BALEARIC ISLANDS, SPAIN

TERRADOS@IMEDEA.UIB-CSIC.ES, ICASTEJON@IMEDEA.UIB-CSIC.ES

Descrizione del caso applicativo:

Il trapianto di *Posidonia oceanica* è stato effettuato per favorire il recupero del posidonieto situato nella parte interna della baia di Pollença (Isole Baleari, Spagna) (Figura 1). L'area dell'intervento è caratterizzata da una scarsa profondità (<5 m), è una zona riparata dalle onde e il substrato è rappresentato da *matte* morta colonizzata da *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa prolifera* e altre macroalghe fotofile. La principale fonte di disturbo è rappresentata dall'ancoraggio di imbarcazioni da diporto.

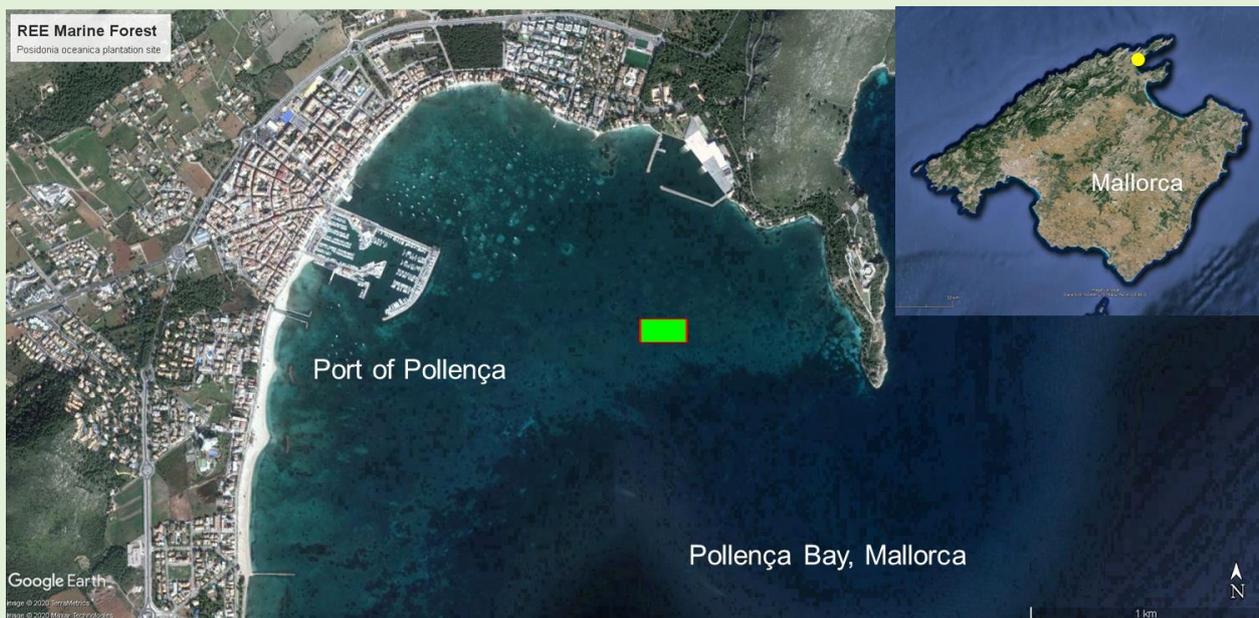


Figura 1. Il rettangolo verde rappresenta l'area (2 ettari) interessata dalle operazioni di trapianto. La zona più scura verso il mare aperto corrisponde al posidonieto.

Per le operazioni di trapianto sono stati utilizzati frammenti di rizoma plagiotropico di *P. oceanica* (Molenaar e Meinesz, 1995) scalzati naturalmente, raccolti manualmente dai subacquei nelle radure del posidonieto nella baia di Pollença (Figura 2). I frammenti selezionati per il trapianto avevano un minimo di un germoglio apicale (plagiotropico) e due verticali. I rizomi sono stati ancorati singolarmente mediante una graffa costituita da una barra di lamiera ondulata di 6 mm di diametro con una lunghezza di 60 cm e piegata a forma di "U", alla quale



Figura 2. Raccolta manuale dei frammenti di rizoma

erano assicurati con un cordoncino in fibra sintetica e due fascette (Figura 3). Questo sistema permette al rizoma l'ancoraggio fino a quando non produce radici (Castejón-Silvo e Terrados, 2021).

I frammenti di rizoma sono stati piantati manualmente in gruppi (*patches*) da operatori subacquei; ciascuna *patch* era formata da 16 rizomi (quattro file contenenti ciascuna quattro frammenti) posti a 20

cm l'uno dall'altro. Nell'area dell'intervento le *patch* (1 m²) sono state distribuite utilizzando uno schema a griglia (5x5 m) (Figura 4).

In totale sono stati piantumati 12800 frammenti organizzati in 800 *patch*; le operazioni sono state effettuate a marzo 2018, a novembre-dicembre 2018, marzo-aprile 2019 e, infine, dicembre 2019-febbraio 2020, fino al completamento dell'area di 2 Ha.

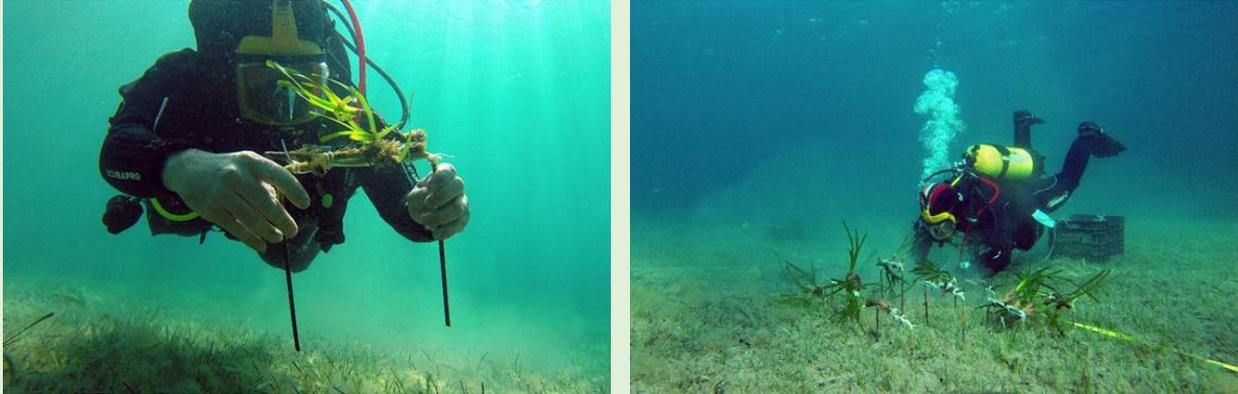


Figura 3. Frammento legato alla grappa per l'ancoraggio individuale (a sinistra) e organizzazione di una patch (destra).

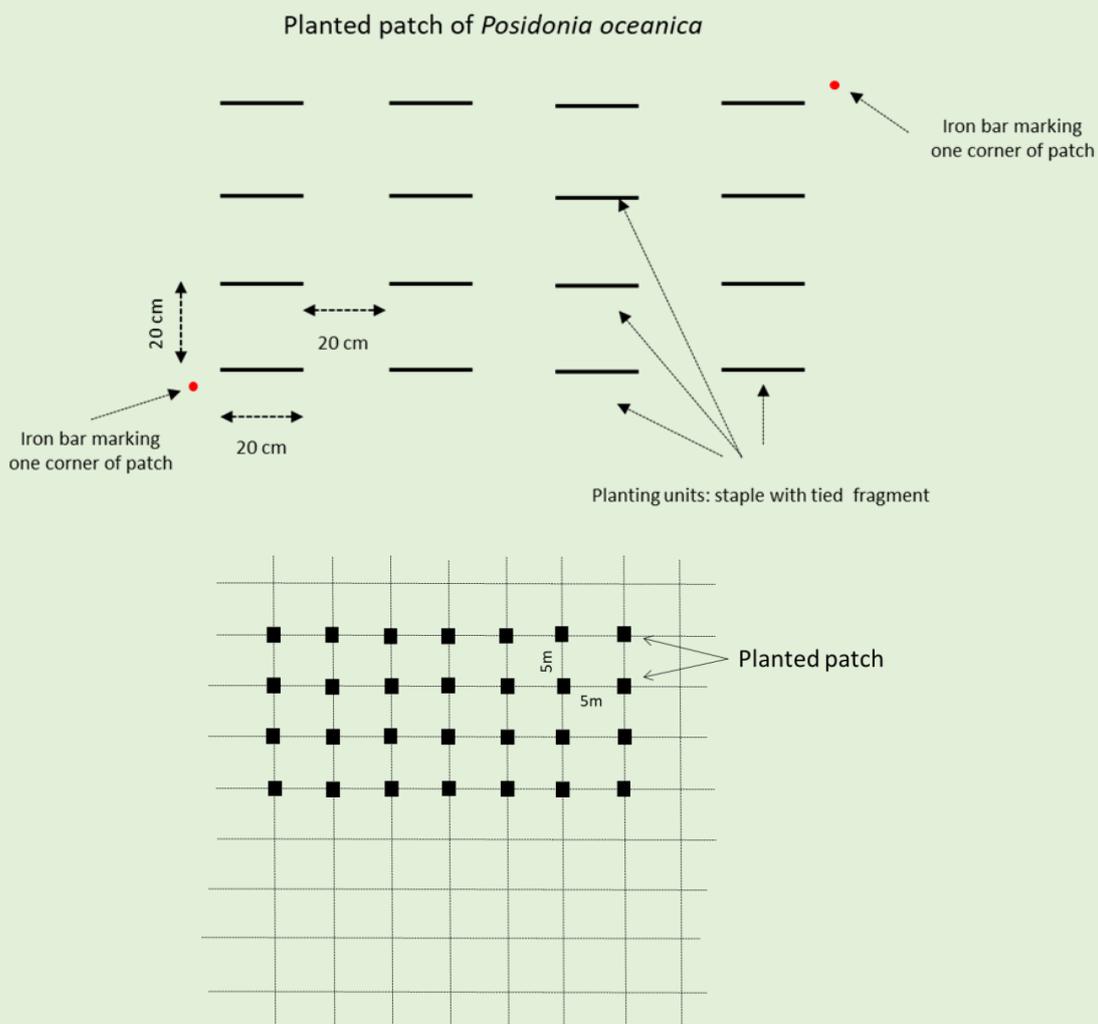


Figura 4. Rappresentazione schematica di una *patch* (in alto) e organizzazione delle *patch* nell'area di intervento (in basso)

Allo scopo di prevenire il disturbo dovuto all'ancoraggio delle imbarcazioni da diporto, l'area dell'intervento è stata delimitata con boe di segnalazione (Figura 5).



Figura 5. Boe di non ancoraggio delimitanti l'area di intervento. Le boe sono state fissate al substrato mediante fissaggi elicoidali e galleggianti secondari per prevenire disturbi del fondo marino.

Al fine di valutare la sopravvivenza e lo sviluppo vegetativo del materiale piantumato sono previsti dei monitoraggi annuali, effettuati da subacquei SCUBA, i quali provvedono a conteggiare il numero di germogli apicali (plagiotropici) e verticali di ciascun frammento. Lo scopo è quello di valutare eventuali cambiamenti di dimensione (numero di germogli) dei frammenti (40 *patch* monitorate). Inoltre, il conteggio delle talee sopravvissute nelle *patch* (160 *patch* monitorate) fornisce una stima della sopravvivenza percentuale del materiale vegetale (% rispetto al numero iniziale).

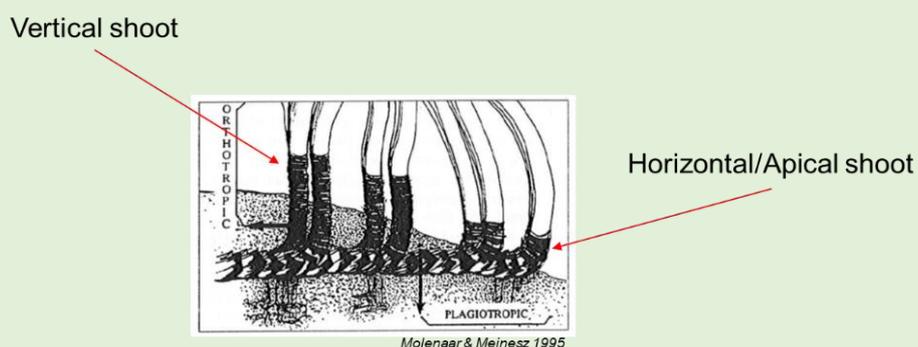


Figura 6. Frammento di rizoma plagiotropico con indicazione dei germogli da conteggiare durante il monitoraggio.

Inizialmente non è stato possibile utilizzare le giovani plantule di *Posidonia oceanica* ottenute dai semi a causa della scarsa disponibilità di frutti durante il 2018 e il 2019. Tuttavia, sono stati raccolti alcuni frutti e la loro coltivazione ha portato allo sviluppo di un numero di plantule sufficienti ad eseguire piccoli test nel 2018 e 2019.

Infatti, nel 2018 nell'area di riforestazione sono stati impiantati quattro appezzamenti di 40x40 cm comprendenti 16 piantine ciascuno, mentre nel 2019 nove appezzamenti comprendenti 16, 32 o 64 piantine. Le giovani plantule sono state piantumate manualmente dai subacquei senza sistemi di

ancoraggio (Terrados *et al.*, 2013). La sopravvivenza delle piante e lo sviluppo vegetativo (superficie fogliare) sono monitorati annualmente.

Sintesi dei risultati ottenuti dall'azione di rinfoltimento:

La sopravvivenza del materiale piantumato (media \pm DS) durante i primi 3,5 anni dopo il trapianto è stata superiore al 95% (Figura 7).

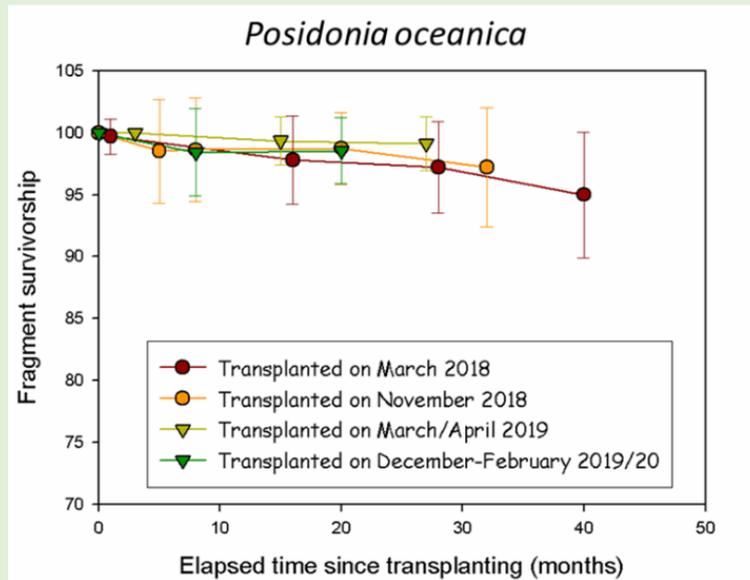


Figura 7. Sopravvivenza del materiale vegetale durante i primi 3,5 anni dal trapianto.

La dimensione delle talee, quantificata come numero totale di germogli, non è cambiata durante i primi 3,5 anni (media \pm DS)(Figura 8A). Inoltre le talee hanno sviluppato almeno un germoglio apicale (plagiotropico) durante i primi 3,5 anni (media \pm DS) (Figura 8 B).

La maggior parte dei rizomi ha inoltre prodotto nuove radici, le quali sono state efficaci nell'ancorarlo al substrato (dati non mostrati).

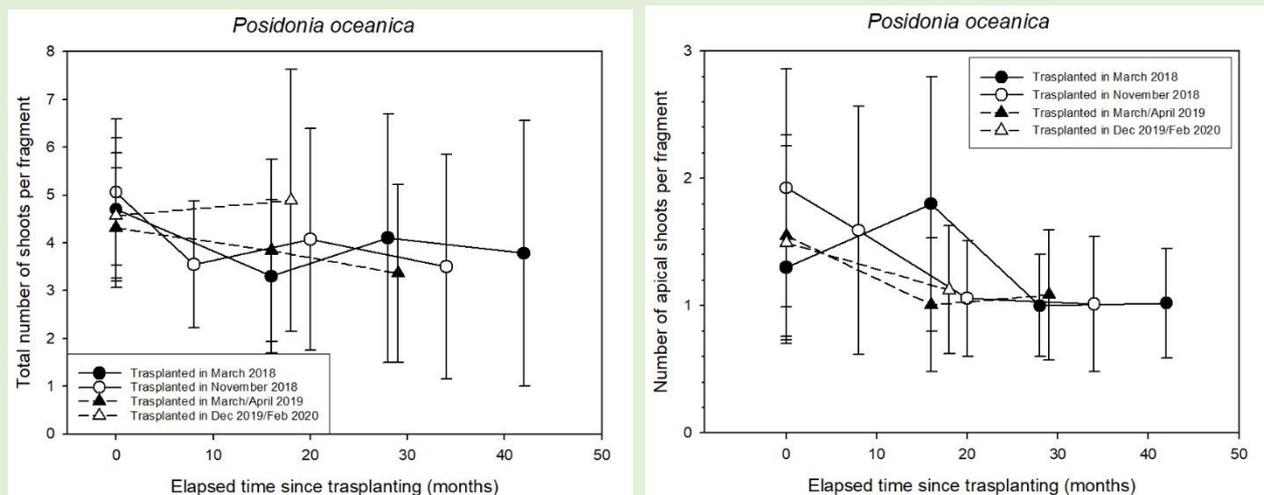


Figura 8. Numero totale dei germogli (A) e dei germogli apicali (B) durante i primi 3,5 anni.

Il confronto dei risultati con precedenti operazioni di trapianto di rizomi plagiotropici mostra che la sopravvivenza nel caso di studio è all'estremità superiore dei valori ottenuti in precedenza:

Survivorship	Time elapsed	Source
96 % - 98 %	1,5 - 3,5 years	Red Eléctrica Marine Forest
46 % - 55 %	1-3 years	Piazzari et al 2021 <i>Water</i> 13, 661
~40 %, ~30 %	3 years, 6 years	Pirrotta et al 2015 <i>Mediterranean Marine Science</i> 16 : 591-604
76 %	3 years	Piazzari et al 1998 <i>Botanica Marina</i> 41: 593-601
85 %	3 years	Molenaar & Meinesz 1995 <i>Botanica Marina</i> 38: 313-322
100 %	1 year	Molenaar et al 1993 <i>Botanica Marina</i> 36: 481-488
20 % - 100 %	2-3 years	Meinesz et al 1993 <i>Botanica Marina</i> 36: 209-216

Per quanto riguarda le plantule ottenute dalla coltivazione dei semi, la sopravvivenza di quelle piantumate nel 2018 è stata del 55 ± 14 % (2019) (media \pm DS), mantenendosi costante nel 2020 e 2021; nessuna piantina è stata persa durante il secondo e il terzo anno dopo la semina. La sopravvivenza delle plantule piantumate nel 2019 è stata del 42 ± 23 % (media \pm DS) nel 2020.

Il confronto dei risultati con precedenti operazioni che si sono avvalse dell'utilizzo di plantule mostra che la sopravvivenza rientra nell'intervallo dei valori riportati in altri studi ed è simile a quello mostrato da plantule sviluppatesi attraverso processi naturali.

Survivorship	Time elapsed	Source
42 % - 55 %	1 - 3 years	Red Eléctrica Marine Forest
73 % , 48 %	2 , 3 years	Terrados et al , unpublished results (Mallorca, Alcanada)
62 %	1 year	Piazzari et al 2021 <i>Water</i> 13, 661
75 % , 44 %	1, 2 years	Terrados et al 2013 <i>Botanica Marina</i> 56: 185-195
70 %	3 years	Balestri et al 1998 <i>J. Exp. Mar. Biol. Ecol.</i> 228: 209-225
50% , 45% , 20%	1, 2, 3 years	Meinesz et al 1993 <i>Botanica Marina</i> 36: 209-216
70 % - 40 % (natural)	2 years	Piazzari et al 1999 <i>Aquatic Botany</i> 63: 103-112

I risultati ottenuti fino ad ora (settembre 2021) nel progetto REE Marine Forest mostrano che è possibile trapiantare frammenti plagiotropici e piantine di *Posidonia oceanica* su *matte* morta e a profondità non troppo elevate in aree riparate dall'azione delle onde. La sopravvivenza è risultata simile o superiore a quella di operazioni di ripristino precedenti mentre la dimensione dei rizomi (numero totale di germogli per rizoma) rimane simile a quella presente al momento del trapianto, con le talee che sembrano essere in grado di mantenere un germoglio apicale (plagiotropico) a crescita attiva. Questi risultati lasciano ben sperare per il successo di future operazioni di restauro di posidonieti, nonostante siano ancora preliminari, anche a causa della bassa velocità di crescita che caratterizza la specie. Pirrotta *et al.* (2015) hanno dimostrato che è necessario un minimo di cinque anni di monitoraggio dopo le operazioni per valutare l'effettivo esito del trapianto di frammenti plagiotropici di *P. oceanica*.

La delimitazione permanente dell'area in cui è stato effettuato l'intervento con boe segnalatrici è riuscita a prevenire il disturbo associato all'ancoraggio, poiché nessun segno di esso era evidente nelle *patch*.

Raccomandazioni:

- ✓ I frammenti di rizoma plagiotropico con un minimo di un germoglio apicale e due verticali sono un materiale appropriato per il trapianto di *Posidonia oceanica*. L'utilizzo di frammenti alla deriva prodotti da processi naturali (tempeste) evita danni alle praterie donatrici.
- ✓ Le piantine di *P. oceanica* ottenute dai frutti raccolti sulla spiaggia sono un'altra fonte di materiale per operazioni di riforestazione.
- ✓ Acque poco profonde (profondità < 5 m), al riparo dalle onde, con substrato rappresentato da *matte* morta sono aree appropriate per il trapianto di *P. oceanica*, a patto che vengano eliminati i fattori di disturbo.

- ✓ L'ancoraggio individuale dei rizomi utilizzato fornisce ai frammenti il tempo sufficiente per sviluppare le radici e contribuire all'insediamento sul substrato, mentre le giovani plantule non necessitano di una struttura di ancoraggio.
- ✓ Il monitoraggio del materiale dovrebbe essere effettuato per almeno cinque anni per valutare l'esito dell'operazione.
- ✓ La delimitazione permanente dell'area con boe indicanti che l'ancoraggio non è consentito è riuscita a prevenire il disturbo dell'ancoraggio da parte delle imbarcazioni da diporto.

Bibliografia citata:

- Balestri E, Piazzì L., Cinelli F. (1998). Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 228: 209-225. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00027-6](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00027-6).
- Castejón-Silvo I., Terrados J. (2021). Poor success of seagrass *Posidonia oceanica* transplanting in a meadow disturbed by power line burial. *Marine Environmental Research* 170, 105406. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105406>.
- Meinesz A., Caye G., Loquès F., Molenaar H. (1993). Polymorphism and development of *Posidonia oceanica* transplanted from different parts of the Mediterranean into the National Park of Port-Cros. *Botanica Marina*, 36: 209-216. <https://doi.org/10.1515/botm.1993.36.3.209>.
- Molenaar H., Meinesz A., Caye G. (1993). Vegetative Reproduction in *Posidonia oceanica*. Survival and Development in Different Morphological Types of Transplanted Cuttings. *Botanica Marina*, 36: 481-488. <https://doi.org/10.1515/botm.1993.36.6.481>.
- Molenaar H., Meinesz A. (1995). Vegetative Reproduction in *Posidonia oceanica*: Survival and Development of Transplanted Cuttings According to Different Spacings, Arrangements and Substrates. *Botanica Marina*, 38: 313-322. <https://doi.org/10.1515/botm.1995.38.1-6.313>.
- Piazzì 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. <https://doi.org/10.1515/botm.1998.41.1-6.593>.
- Piazzì L., Acunto S., Cinelli F. (1999). In situ survival and development of *Posidonia oceanica* (L.) Delile seedlings. *Aquatic Botany* 63: 103-112. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(98\)00115-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(98)00115-6).
- Piazzì L., Acunto S., Frau F., Atzori F., Cinti M.F., Leone L., Ceccherelli G. (2021). Environmental Engineering Techniques to Restore Degraded *Posidonia oceanica* Meadows. *Water* 13, 661. <https://doi.org/10.3390/w13050661>.
- Pirrotta M., Tomasello A., Scannavino A., Di Maida G., Luzzu F., Bellissimo G., Bellavia C., Costantini C., Orestano C., Sclafani G., Calvo S. (2015). Transplantation assessment of degraded *Posidonia oceanica* habitats: site selection and long-term monitoring. *Mediterranean Marine Science*, 16(3): 591-604. <https://doi.org/10.12681/mms.1045>.
- Terrados J., Marín A., Celdrán D. (2013). Use of *Posidonia oceanica* seedlings from beach-cast fruits for seagrass planting. *Botanica Marina*, 56(2): 185-195. <http://doi.org/10.1515/bot-2012-0200>.

BOX 7. Esempio di buone pratiche di rinfoltimento delle praterie di *Posidonia oceanica*

UTILIZZO DI SUPPORTI IN MATER-BI PER OPERAZIONI DI RIFORMAZIONE

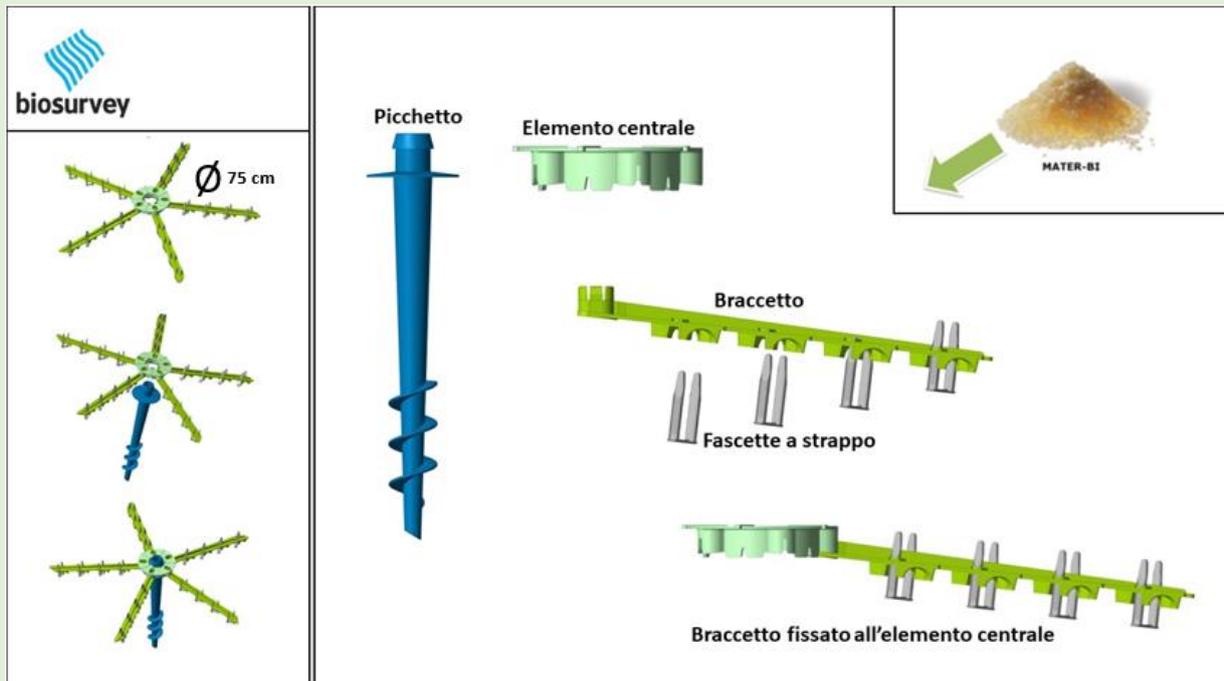
CALVO, S.

BIOSURVEY S.R.L SPIN-OFF ACCADEMICO DELL'UNIVERSITÀ DI PALERMO

CALVO@BIOSURVEY.IT

Sintesi descrizione della tecnica di rinfoltimento:

La tecnica di rinfoltimento consiste in una struttura a raggiera a 5 bracci in grado di ospitare talee/rizomi, ancorabile sul fondo tramite un picchetto a fissaggio rapido, brevettata da Biosurvey Srl, spin off accademico dell'Università di Palermo (<https://www.biosurvey.it>).

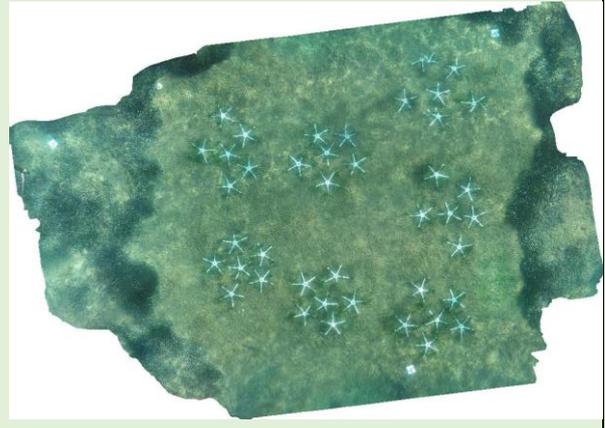


Il materiale bioplastico con il quale è realizzato il modulo di ancoraggio (Mater-Bi®) ha evidenziato assenza di effetti tossici sugli organismi marini, presentando tempi di bio-degradazione compatibili con quelli necessari alle talee per la radicazione e la loro fissazione in maniera stabile al substrato del sito di impianto (Campani *et al.*, 2020). Il sistema modulare in bioplastica ha evidenziato in un decennio di studi e ricerche, l'ottima tenuta del sistema di ancoraggio contrastando il distacco delle piante (Paling *et al.*, 2003; Bull *et al.*, 2004), che rappresenta una delle cause principali di fallimento dei trapianti (Meinesz *et al.*, 1993).

Descrizione del caso applicativo:

Nell'ambito del Progetto SEAFORST (LIFE17 CCM/IT/000121) è stato realizzato alla profondità di -2 metri un impianto pilota di riforestazione su *matte* morta, nel Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni in località Baia degli Infreschi. L'intervento di trapianto di talee, per le sue dimensioni (circa 50 mq), non ha l'obiettivo di una riforestazione o di un ripristino di larga scala, quanto lo scopo di testare la fattibilità tecnica e l'efficacia di una innovativa soluzione di trapianto di *Posidonia* a bassa profondità. Inoltre, l'impianto pilota potrà svolgere all'interno del Parco un ruolo divulgativo, trovandosi anche a pochi metri da una spiaggia frequentata. Al fine di emulare il meccanismo di colonizzazione di *P. oceanica* ed il mantenimento a regime della prateria in condizioni naturali, i supporti di ancoraggio sono stati organizzati in *patch* formate da sei moduli di ancoraggio.

Le immagini di seguito riportate mostrano a sinistra una *patch* formata da sei moduli di ancoraggio contenenti circa 180 fasci e a destra il foto-mosaico dell'impianto pilota di riforestazione realizzato nella Baia degli Infreschi.



Sintesi dei risultati ottenuti dall'azione di rinfoltimento:

Il supporto modulare di ancoraggio biodegradabile è stato sperimentato con successo nella Baia di Modello (Palermo) nel 2012, alla profondità di 6 m (Calvo *et al.*, 2014). Successivamente sono stati realizzati numerosi impianti di riforestazione in Italia, Croazia e Corsica (cfr. figura a lato), nell'ambito di progetti di ricerca nazionali e internazionali (PON R&C 2007-2013, PON01_03112 – TETIDE; PON R&I 2014-2020 ARS01_00891 – PlaCE; LIFE16 GIE_IT_000761 SEPOSSO; LIFE17 CCM/IT/000121 – SEAFORST; Interreg Italia – Croazia Progetto SASPAS; RENFORC - Office de l'Environnement de la Corse – G.I.S. Posidonie) e di compensazioni di impatto ambientale di opere marittime (<https://www.biosurvey.it/riforestazioni>). Infine, è in corso di realizzazione, nell'ambito del progetto PON03PE_00203_1 - Marine Hazard, un impianto di riforestazione di circa 1.000 mq nel Golfo di Palermo, in un'area già sperimentata idonea al trapianto (Calvo *et al.*, 2021).



Raccomandazioni:

Il sistema modulare di ancoraggio in materiale bioplastico trova prevalente impiego in interventi di trapianto su substrati mobili (*matte* morta, fondi sabbiosi a differente composizione granulometrica). Opportunamente abbinato ad un elemento in materiale cementizio, in fase di brevettazione, può essere impiegato in interventi di riforestazione anche su substrati duri quali *reef* artificiali (Tomasello *et al.*, 2019), pietrame e sottile strato di sabbia grossolana su pietrame o *matte* morta (<http://bluegrowth-place.eu>). La stagione favorevole per effettuare i trapianti è l'autunno avanzato ed i primi mesi dell'inverno. È infatti stato riscontrato che la mortalità era massima per i trapianti effettuati all'inizio dell'estate, quando le temperature superavano i 20°C, e minima per quelli effettuati in autunno con tassi di sopravvivenza dal 92 al 97% (Meinesz *et al.* 1992). Pertanto, Le operazioni di raccolta delle talee, allestimento dei supporti ed il loro impianto nel sito ricevente devono avvenire preferibilmente durante il periodo di riposo vegetativo della pianta, coincidente peraltro con una minore lunghezza dell'apparato fogliare, che agevola le attività di trapianto in tutte le sue fasi, dal prelievo all'impianto.

Bibliografia citata:

- Bull J.S., Reed D.C., Holbrook S.J. (2004). An Experimental Evaluation of Different Methods of Restoring *Phyllospadix torreyi* (Surfgrass). *Restoration Ecology*, 12: 70–79. <https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00258.x>.
- Calvo S., Scannavino A., Luzzu F., Di Maida G., Pirrotta M., Orestano C., Paredes F., Montagnino F.M., Tomasello A., 2014. Tecnica di reimpianto mediante supporto biodegradabile. In: Bacci, T., La Porta, B., Maggi, C., Nonnis, O., Paganelli, D., Rende, S.F., Polifrone, M. (Eds.), “Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*”. Manuali e Linee Guida n. 106/2014. ISPRA, Roma, pp. 47–51.
- Calvo S., Calvo R., Luzzu F., Raimondi V., Assenzo M., Cassetti F.P., Tomasello A. (2021). Performance Assessment of *Posidonia oceanica* (L.) Delile Restoration Experiment on Dead matte Twelve Years after Planting—Structural and Functional Meadow Features. *Water*, 13: 724. <https://doi.org/10.3390/w13050724>.
- Campani T., Casini S., Caliani I., Pretti C., Fossi M. C. (2020). Ecotoxicological Investigation in Three Model Species Exposed to Elutriates of Marine Sediments Inoculated With Bioplastics. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00229>.
- Meinesz, A., Molenaar, H., Bellone, E., Loques, F. (1992). Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*: I Effects of rhizome length and transplantation season in ortotropic shoots. *Marine Ecology*, 13(2), 163–174. <http://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1992.tb00348.x>.
- Meinesz A., Caye G., Locques F., Molenaar H. (1993). Polymorphism and development of *Posidonia oceanica* transplanted from different parts of the Mediterranean into the national Park of PortCros. *Botanica Marina*, 36: 209-216.
- Paling E.I., van Keulen M., Wheeler K.D., Phillips J., Dyhrberg R. (2003). Influence of spacing on mechanically transplanted seagrass survival in a high wave energy regime. *Restoration Ecology*, 11: 56–61. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.00072.x>.
- Tomasello A., Pirrotta M., Calvo S. (2019). Construction underwater landscape by using *Posidonia oceanica* transplanting combined with innovative artificial reefs. *Proceedings of the 6th Mediterranean Symposium on Marine vegetation*, pp. 92-96.

3.4. L'esperienza SeaForest

Nell'ambito del progetto SeaForest si sta effettuando la ricucitura di *matte* morta in selezionate aree degradate di alcuni posidonieti posti all'interno dei Parchi Nazionali partecipanti al progetto.

Le operazioni di ricucitura, in parte già eseguite (**BOX 7**), vengono effettuate grazie all'impiego di un supporto brevettato totalmente in materiale biodegradabile (Mater-Bi®) (brevetto depositato da Biosurvey S.r.l., Spin-off dell'Università di Palermo e IDEA S.r.l.) per la riforestazione di fondali con *Posidonia oceanica*. Tale sistema consiste in una struttura a raggiera, interamente realizzata in materiale bioplastico di derivazione naturale, ancorabile sul fondo tramite un picchetto a fissaggio rapido (Calvo *et al.*, 2014a) (Figura 3.7), al quale vengono apposte talee adulte.

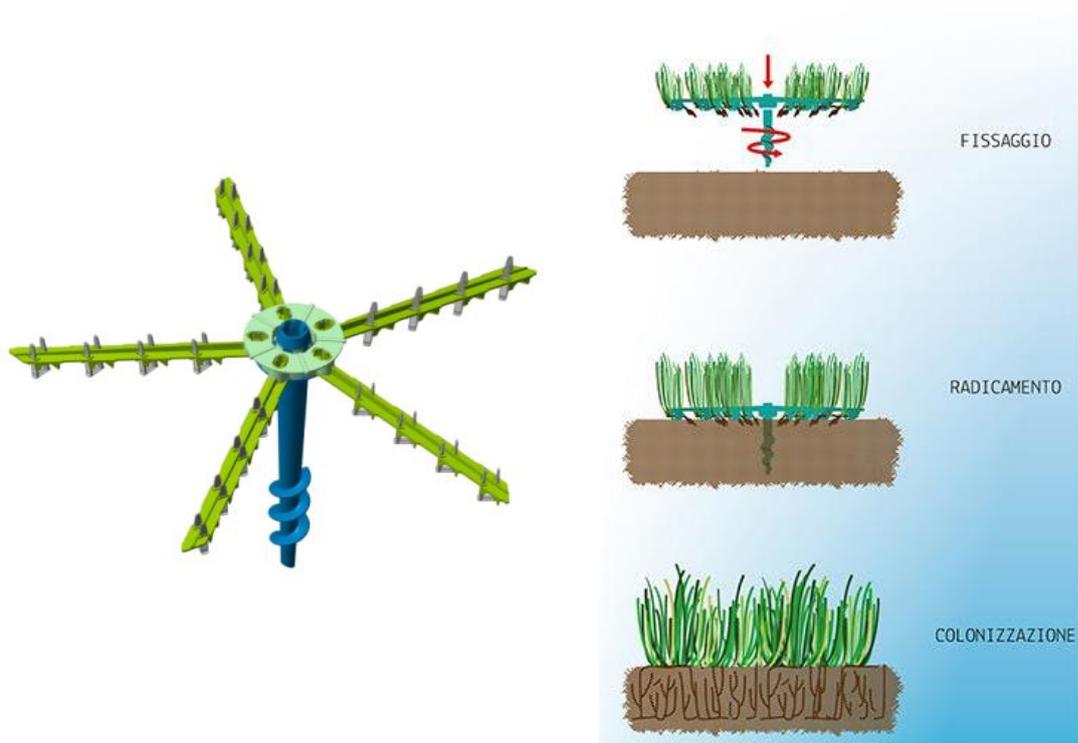


Figura 3.7. Sistema di ancoraggio a stella in Mater-Bi

All'interno del Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni è stato condotto un intervento pilota (BOX7). Questa area è stata individuata mediante una procedura sviluppata da ISPRA per la definizione dei siti idonei per gli interventi di riforestazione (Bacci *et al.*, 2014). Dopo aver individuato l'area, è stato realizzato l'intervento di riforestazione assicurando il materiale vegetale ai supporti biodegradabili, ancorati poi al substrato.



Figura 3.8. Fasi degli interventi pilota (da Calvo *et al.*, 2014c)

Al fine di valutare l'andamento delle *matte* ricucite, verrà effettuato un monitoraggio misurando la densità dei fasci, la lunghezza della foglia più lunga e la lunghezza del rizoma delle piante utilizzate per la ricucitura.

L'utilizzo del sistema modulare di ancoraggio ha indicato, in altri interventi già effettuati utilizzando tale supporto, tempi brevi di posizionamento delle talee al substrato e, a 26 mesi dal trapianto, ha fatto rilevare una percentuale di attecchimento molto elevata. Inoltre, tale sistema di ancoraggio è biodegradabile e non rilascia residui nocivi nell'ambiente, con un tempo di degradazione compatibile con i tempi di radicazione e stabilizzazione delle talee al substrato (Costantini, 2015).



Figura 3.9. Immagini delle operazioni di ricucitura effettuate presso l'AMP Costa degli Infreschi e della Masseta (foto fornite da Biosurvey S.r.l.)

4. Considerazioni finali

Le praterie di *Posidonia oceanica* rappresentano un *habitat* molto importante per il Mar Mediterraneo. Purtroppo nelle ultime decadi questi preziosi ecosistemi sono stati soggetti ad eventi di degrado, spesso causati dall'azione umana. Fortunatamente ad oggi, come già evidenziato, esistono molti strumenti mirati alla sua protezione e recupero.

Il progetto SeaForest LIFE, mediante la stesura di questo manuale di buone pratiche, intende promuovere l'utilizzo di metodi eco-sostenibili per effettuare la riforestazione di posidonieti danneggiati, le quali non comportano l'espianto di materiale da praterie sane, ma utilizzano semi e germogli e talee scalzate naturalmente o rimosse accidentalmente da forti mareggiate o attività di pesca a strascico.

Il manuale, indirizzato principalmente a Parchi Nazionali e AMP, non ha lo scopo di fornire una regola e un modello univoco, ma suggerisce soluzioni flessibili, legate alla specificità delle situazioni.

Una delle prime considerazioni riguarda la **scelta del materiale vegetale da utilizzare**: aree caratterizzate dalla presenza di ingenti spiaggiamenti di frutti e semi potrebbero prediligere l'utilizzo di questo materiale, mentre aree in cui questi spiaggiamenti non sono frequenti potrebbero utilizzare talee scalzate naturalmente e/o accidentalmente, sia raccogliendole sulle spiagge (quando presenti), sia avvalendosi di operatori subacquei per il prelievo.

Indipendentemente dalla scelta del materiale utilizzato si consiglia l'impiego della **citizen science**: i cittadini rappresentano infatti un'importante risorsa, e mediante il loro coinvolgimento nelle operazioni volte al rinfoltimento di questi habitat non solo si alimenta la consapevolezza, ma si crea anche un senso di appartenenza, incoraggiando i volontari a donare più tempo (Tanner *et al.*, 2014). Inoltre, se tali attività si svolgono in territori protetti, gli Enti di gestione avranno l'onere di coinvolgere i visitatori e informarli adeguatamente, oltre che formare i propri operatori per svolgere la raccolta di semi e germogli, la loro coltivazione e le altre azioni mirate alla ricucitura delle praterie di *P. oceanica*.

Un altro punto chiave riguarda la **coltivazione dei semi e delle talee**: questa dovrà avvenire in ambienti naturali, o in alternativa in vasche differenti; in base alla disponibilità di spazio e attrezzature potrà essere effettuata sia in ambienti chiusi che all'aperto, avendo cura di controllare parametri quali temperatura, salinità e intensità luminosa.

Per quanto riguarda la piantumazione, alla luce di quanto emerso da molti progetti e studi citati, si raccomanda l'utilizzo di **sistemi di ancoraggio** (non indispensabili nel caso delle giovani plantule) sostenibili a livello ambientale.

Inoltre, sarebbe utile utilizzare delle **boe di segnalazione** per fare in modo che l'area in cui sono stati effettuati gli interventi non venga disturbata.

Infine, si raccomandano **monitoraggi** periodici per valutare la riuscita delle operazioni.

BIBLIOGRAFIA

- AA. VV. (2004). Luque A., Templado J. (eds.). Praderas y Bosques Marinos de Andalucía. Sevilla. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 336 pp.
- Abadie A., Gobert S., Bonacorsi M., Lejeune P., Pergent G., Pergent-Martini C. (2015). Marine space ecology and seagrasses. Does patch type matters in *Posidonia oceanica* seascape? *Ecological Indicators*, 57, 435–446. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.020>.
- Abadie A., Pace M., Gobert S., Borg J.A. (2018). Seascape ecology in *Posidonia oceanica* seagrass meadows: Linking structure and ecological processes for management. *Ecological Indicators*, 87, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.029>.
- Acunto S., Piazzì L., Leone L.M. (2020). Ripristino delle praterie di *Posidonia oceanica* tramite tecniche di ingegneria naturalistica e l'uso di materiali biodegradabili. *Biol. Mar. Mediterr.*, in stampa.
- Addy C.E. (1947a). Eelgrass planting guide. *Maryland Conservationist*, 24: 16–17.
- Addy, C.E. (1947b). Germination of eelgrass seed. *Journal of Wildlife Management*, 11: 279.
- Alagna A., Fernández T.V., Terlizzi A., Badalamenti F. (2013). Influence of microhabitat on seedling survival and growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 119: 119–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.01.009>.
- Alagna A., Fernández T.V., Anna G.D., Magliola C., Mazzola S., Badalamenti F. (2015). Assessing *Posidonia oceanica* seedling substrate preference: an experimental determination of seedling anchorage success in rocky vs. sandy substrates. *PLoS ONE*, 10(4): e0125321. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125321>.
- Alagna A., D'Anna G., Musco L., Vega Fernández T., Gresta M., Pierozzi N., Badalamenti F. (2019). Taking advantage of seagrass recovery potential to develop novel and effective meadow rehabilitation methods. *Marine Pollution Bulletin*, 149: 110578. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110578>.
- Apostolaki A.T., Vizzini S., Hendriks I.E., Olsen Y.S. (2014). Seagrass ecosystem response to long-term high CO₂ in a Mediterranean volcanic vent. *Marine Environmental Research*, 99: 9-15. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.05.008>.
- Arnold T.M., Mealey C., Leahey H., Miller A.W., Hall-Spencer J., Milazzo M., Maers K. (2012). Ocean acidification and the loss of phenolic substances in marine plants. *PLoS ONE* 7(4): e35107. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035107>.
- Astier J.M., (1984). Impacts des aménagements littoraux de la Rade de Toulon, liés aux techniques d'endiguage, sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (Eds.), *International Workshop on Posidonia oceanica beds 1*. GIS Posidonie publ, France, pp. 255–259.
- Augier H., Robert P., Maffre R. (1980). Étude du régime thermique annuel des eaux au niveau des peuplements de phanérogames marines de la baie de Port-Cros (îles d'Hyères, Méditerranée, France), *Trav. Sci. Parc Natl Port-Cros* 6 (1980) 69–131.
- 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(2-3), 297–307. [https://doi.org/10.1016/0964-5691\(95\)00064-x](https://doi.org/10.1016/0964-5691(95)00064-x).
- Bacci T., La Porta B., Maggi C., Nonnis O., Paganelli D., Rende F.S., Targusi M. (Eds.) (2014). Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*. Manuali e linee guida, 106. ISPRA, Roma. ISBN 978-88-448-0642-2. https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/MLG_106_14.pdf.
- Bacci T., Scardi M., Calvo S., Tomasello A., Bulleri C., Bertasi F., La Porta B. (2019). Final report on *Posidonia oceanica* transplanting case studies analysis. Deliverable Azione A.3 Progetto SEPOSSO. https://lifeseponso.eu/wp-content/uploads/DELIVERABLE_Azione_A3_Final_report_transplanting_case_studies_02.04.2019.pdf.

- Badalamenti F., Alagna A., D'Anna G., Magliola C., Mottini M., Pierozzi N., Ferrari P. (2014). Tecnica di reimpianto di *Posidonia oceanica* mediante utilizzo di materassi di pietrame. In: Bacci, T., La Porta B., Maggi, C., Nonnis, O., Paganelli, D., Rende, S.F., Polifrone, M. (Eds.), "Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*". Manuali e Linee Guida n. 106/2014. ISPRA, Roma, pp. 89–97. https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/MLG_106_14.pdf.
- Balestri E., Cinelli F. (2003). Sexual reproductive success in *Posidonia oceanica*. Aquatic Botany, 75: 21–32. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(02\)00151-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00151-1).
- Balestri E., Lardicci C. (2008). First evidence of a massive recruitment event in *Posidonia oceanica*: spatial variation in first-year seedling abundance on a heterogeneous substrate. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 76: 634–641. <https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2007.07.048>.
- Balestri E., Piazzì L., Cinelli F. (1998). Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 228: 209–225. <https://doi.org/10.1016/S0022-0981%2898%2900027-6>.
- Balestri E., Vallerini F., Lardicci C. (2006). A qualitative and quantitative assessment of the reproductive litter from *Posidonia oceanica* accumulated on a sand beach following a storm. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 66: 30–34. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.07.017>.
- Balestri E., Luccarini G., Lardicci C. (2008). Abnormal embryo development in the seagrass *Posidonia oceanica*. Aquatic Botany, 89: 71–75. <https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2008.02.006>.
- Balestri E., Gobert S., Lepoint G., Lardicci C. (2009). Seed nutrient content and nutritional status of *Posidonia oceanica* seedlings in the northwestern Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series, 388: 99–109. <https://doi.org/10.3354/meps08104>.
- Balestri E., Vallerini F., Lardicci C. (2011). Storm-generated fragments of the seagrass *Posidonia oceanica* from beach wrack –A potential source of transplants for restoration. Biological Conservation, 144: 1644–1654. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.020>.
- Barbier E.B., Hacker S.D., Kennedy C., Koch E.W., Stier A.C., Silliman B.R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological Monographs, 81: 169–193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>.
- Barruffo A., Ciaralli L., Ardizzone G., Gambi M.C., Casoli E. (2021). Ocean Acidification and Molluscs Settlement in *Posidonia oceanica* Meadows: Does the Seagrass Buffer Low pH Effects at CO₂ Vents? Diversity, 13(7): 311. <https://doi.org/10.3390/d13070311>.
- Bay D. (1978). "Etude in situ de la production primaire d'un herbier de Posidonies, (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) de la baie de Calvi-Corse." Progr. Rép. Stn. Océanogr. Stareso, Univ. Liège, Belg., 18: 6p non num.+ 1-251. Bay D. 1984. A field study of the growth dynamics and productivity of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Calvi Bay, Corsica. Aquatic Botany 20: 43-64.
- Bayraktarov E., Saunders M.I., Abdullah S., Mills M., Behr J., Possingham H. P., Mumby P.J., Lovelock C.E. (2016). The cost and feasibility of marine coastal restoration. Ecological Applications, 26: 1055–1074. <https://doi.org/10.1890/15-1077>.
- Bedini R. (1997). Esperimenti di coltura di semi di *Posidonia oceanica* in acquario. Atti-Società Toscana Di Scienze Naturali, Serie B.
- Bell J., Harmelin-Vivien M. (1983). Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. II: feeding habits. Tethys, 11(1), 1-14.
- Bellan-Santini D., Lacaze J.C., Poizat C. (1994). Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 246 pp.
- Bergstrom H., Silva J., Martins C., Horta P. (2019). Seagrass can mitigate negative ocean acidification effects on calcifying algae. Scientific Reports, 9: 1932. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35670-3>.

- Béthoux J.P., Gentil B. (1999). Functioning of the Mediterranean Sea: past and present changes related to freshwater input and climate changes. *Journal of Marine Systems*, 20: 33-47. [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(98\)00069-4](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(98)00069-4).
- Bianchi C.N., Morri C., Chiantore M., Montefalcone M., Parravicini V., Rovere A. (2011). Mediterranean Sea biodiversity between legacy from the past and future to changes. In: *Life in the Mediterranean Sea: A Look at Habitat Changes*. Stambler N. (Ed.), Nova Science Publishers, Inc. – New York.
- Bianchi C.N., Morri C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 367-376. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00027-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00027-8).
- Bindoff N.L., Cheung W.W.L., Kairo J.G., Arístegui J., Guinder V.A., Hallberg R., Hilmi N., Jiao N., Karim M.S., Levin L., O'Donoghue S., Purca Cuicapusa S.R., Rinkevich B., Suga T., Tagliabue A., Williamson P. (2019). Changing Ocean, Marine Ecosystems, and Dependent Communities. In: *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, Pörtner H.O., Roberts D.C., Masson-Delmotte V., Zhai P., Tignor M., Poloczanska E., Mintenbeck K., Alegria A., Nicolai M., Okem A., Petzold J., Rama B., Weyer N.M. eds. In press. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/3/2019/11/09_SROCC_Ch05_FINAL-1.pdf
- Blanc J.J., Jeudy de Grissac A., (1989). Reflexions géologiques sur la regression des herbiers a Posidonies (Departaments du Var et des Bouches-du Rhone). In: Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., Gravez, V. (Eds.), *International Workshop on Posidonia oceanica beds 2*. GIS Posidonie Publ, France, pp. 273–285.
- Boccalaro F., Cinelli F., Rende F., Burgassi M., Zanella M. (2008). Ingegneria naturalistica. Il ripristino delle praterie di *Posidonia oceanica*. *Un mare di piante*. ACER, 6/2008 : 57-61.
- Bonometto A., Sfriso A., Oselladore F., Ponis E., Cornello M., Facca C., Boscolo R. (2018). Il trapianto di fanerogame acquatiche come misura per il ripristino delle lagune costiere. *ISPRA, Quaderni – Ricerca marina n.12/2018*, pp.52.
- Borum J., Duarte C.M., Krause-Jensen D., Greve T.M. (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>.
- Boudouresque C.F., Meinesz A. (1982) Découverte de l'herbier de Posidonia. *Cah. Parc Nation. PortCros*. 6: 239-249.
- Boudouresque C.F. (2004). Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Scientific reports of the Port-Cros national park*, 20, 97-146.
- Boudouresque C.F., Meinesz, A. (1982). Découverte de l'herbier de Posidonie. *Cahiers du Parc national de Port-Cros, France*, 4, 1-81.
- Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A. (1983). *Posidonia oceanica* in the Mediterranean: interactions between the plant and the sediment. *Journal de Recherche Oceanographique*, 8, 99-122.
- Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Meinesz A. (1984). Relations entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* dans la Baie d'Œlbu (Corse). In: Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A. & Olivier, O. (eds.) *International Workshop on Posidonia oceanica Beds*, pp. 185-191. G.I.S. Posidonie Publ., Marseilles. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*. Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds.), GIS Posidonie publ., Fr., 1: 1-454.
- Boudouresque C.F., Cadiou G., Guerin B., Le Direach L., Robert P. (2004). Is there a negative interaction between biodiversity conservation and artisanal fishing in a Marine Protected Area, the Port-Cros National Park (France, Mediterranean Sea)? *Scientific reports of the Port-Cros national park*, 20, 147-160.
- Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L. (2006). *Préservation et Conservation des herbiers à Posidonia oceanica*. RaMoGe Publication, Monaco, 202 pp.

- Boudouresque C.F., Bernard G., Pergent G., Shili A., Verlaque M. (2009). Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: A critical review. *Botanica Marina*, 52(5): 395-418. <https://doi.org/10.1515/BOT.2009.057>.
- Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L. (2012). Protection and conservation of *Posidonia oceanica* meadows. RaMoGe and RAC/SPA publisher. Tunis, 1-202.
- Boudouresque C.F. (2013). De Port-Cros à Port-Cros, en passant par Bruxelles: l'histoire d'un écosystème-miracle, l'herbier à *Posidonia oceanica*. GIS Posidonie: plus de 30 ans au service de la protection et de la gestion du milieu marin. D. L. and B. C.F. Marseille, GIS Posidonie publi.: 31 - 35.je
- Boudouresque C.F., Blanfuné A., Pergent G., Thibaut T. (2021). Restoration of Seagrass Meadows in the Mediterranean Sea: A Critical Review of Effectiveness and Ethical Issues. *Water*, 13 : 1034. <https://doi.org/10.3390/w13081034>
- Bourcier M. (1989). Régression des herbiers a *Posidonia oceanica* (L.) Delile, à l'est de Marseille, sous l'action conjuguée des activités humaines et des modifications climatiques. *International Workshop on Posidonia oceanica Beds* (C.F. Boudouresque, A. Meinesz, E. Fresi e V. Gravez dir.) GIS Posidonie Publ., Marseille, 2 : 287-293.
- Buia M.C., Mazzella L. (1991). Reproductive phenology of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers and *Zostera noltii* Hornem. *Aquatic Botany*, 40: 343-362.
- Buia M.C., Gambi M.C., Badalamenti F. (2002). Morpho-chronological observations on seedlings and juvenile shoots of *Posidonia oceanica* (L.) Delile collected *in situ* in various coastal areas. *Biologia Marina Mediterranea*, 9(1): 599-603.
- Buia M.C., Flagella S., Guala I., Gravina T., Flagella M.M., Cigliano M.M. (2005). Interannual and decadal variability in *Posidonia oceanica*. In: Ozhan (ed). *Proceedings of the Seventh International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOASTS 05, Kusadasi, Turkey*, 407-418.
- Burgos E., Montefalcone M., Ferrari M., Paoli C., Vassallo P., Morri C., Bianchi, C.N. (2017). Ecosystem functions and economic wealth: Trajectories of change in seagrass meadows. *Journal of Cleaner Production* 168, 1108–1119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.046>.
- Cabaço S., Santos R., Duarte C.M. (2008). The impact of sediment burial and erosion on seagrasses: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79, 354-366. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.04.021>.
- Caldeira K., Wickett M. E. (2003). Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature*, 425(6956): 365-365. <https://doi.org/10.1038/425365a>.
- Calumpang H.P., Fonseca M.S. (2001). Seagrass transplantation and other seagrass restoration methods. In: Short F.T., Coles R.G., Short C.A. (Eds.). *Global Seagrass Research Methods*: 425-442.
- Calvo S., Scannavino A., Luzzu, F., Di Maida G., Pirrotta M., Orestano C., Paredes F., Montagnino F.M., Tomasello A. (2014a). Tecnica di reimpianto mediante supporto biodegradabile. In: Bacci, T., La Porta B., Maggi, C., Nonnis, O., Paganelli, D., Rende, S.F., Polifrone, M. (Eds.), "Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*". Manuali e Linee Guida n. 106/2014. ISPRA, Roma, pp. 47–51. https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/MLG_106_14.pdf.
- Calvo S., Scannavino A., Luzzu, F., Di Maida G., Pirrotta M., Orestano C., Tomasello A. (2014b). Tecnica di reimpianto mediante griglie metalliche. In: Bacci, T., La Porta B., Maggi, C., Nonnis, O., Paganelli, D., Rende, S.F., Polifrone, M. (Eds.), "Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*". Manuali e Linee Guida n. 106/2014. ISPRA, Roma, pp. 40-42. https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/MLG_106_14.pdf.
- Calvo S., Scannavino A., Luzzu, F., Di Maida G., Pirrotta M., Orestano C., Tomasello A. (2014c). Recupero di fondali a matte morta nel golfo di palermo mediante riforestazione con *Posidonia oceanica*. In: Bacci, T., La Porta B., Maggi, C., Nonnis, O., Paganelli, D., Rende, S.F., Polifrone, M. (Eds.), "Conservazione e gestione

- della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*". Manuali e Linee Guida n. 106/2014. ISPRA, Roma, pp. 43-46. https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/MLG_106_14.pdf.
- Campagne C., Salles J., Boissery P., Deter J. (2015). The seagrass *Posidonia oceanica*: ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. *Marine Pollution Bulletin*, 97: 391–400. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.061>.
- Carannante F. (2011). Monitoraggio a lungo termine di trapianti di *Posidonia oceanica* su vasta scala. Tesi di dottorato in Ecologia e Gestione delle Risorse Biologiche – XXII ciclo, Università degli Studi della Tuscia di Viterbo.
- Caye G., Meinesz A. (1984). Observations sur la germination et la fructification de *Posidonia oceanica* dans la baie de Villefranche et en Corse du sud," in: Proceedings of the International Workshop on *Posidonia oceanica* Beds, eds C. F. Boudouresque, A. Jeudy de Grissac, J. Olivier (Marseille: GIS Posidonie Publ), 193–201.
- Caye G., Meinesz A. (1989). Culture en milieu artificiel de *Posidonia oceanica* à partir de grains. In: Boudouresque, C.F., Fresi, E., Gravez, V. (Eds), International Workshop on *Posidonia oceanica* Beds. GIS Posidonie Publication, Marseille, France, pp. 77-84.
- Ceccherelli G., Campo D., Milazzo M. (2007). Short-term response of the slow growing seagrass *Posidonia oceanica* to simulated anchor impact. *Marine Environmental Research* 63 (4), 341-349. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2006.10.004>.
- Ceccherelli G., Cinelli F. (1999). Effects of *Posidonia oceanica* canopy on *Caulerpa taxifolia* size in a north-western Mediterranean bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 240, 19-36. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00044-1](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00044-1).
- Ceccherelli G., Piazzì L., Cinelli F. (2000). Response of the non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh to the native seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: effect of density of shoots and orientation of edges of meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 243, 227-240. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00122-7](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00122-7).
- Ceccherelli G., Campo D. (2002). Different effects of *Caulerpa racemosa* on two co-occurring seagrasses in the Mediterranean. *Botanica Marina*, 45: 71-76. <https://doi.org/10.1515/BOT.2002.009>.
- Ceccherelli G., Cinelli F. (1997). Short-term effects of nutrient enrichment of the sediment and interactions between the seagrass *Cymodocea nodosa* and the introduced green alga *Caulerpa taxifolia* in a Mediterranean bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 127, 165-177. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00050-6](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00050-6).
- Celdrán D., Marín A. (2013). Seed photosynthesis enhances *Posidonia oceanica* seedling growth. *Ecosphere*, 4: 1–11. <http://doi.org/10.1890/ES13-00104.1>.
- Celebi B., Cemal Gucu A., Ok M., Sakinan S., Akoglu E. (2006). Hydrographic indications to understand the absence of *Posidonia oceanica* in the Levant Sea (Eastern Mediterranean). *Biologia Marina Mediterranea*, 13 (4): 34–38.
- Cerrano C., Bavestrello G., Bianchi C.N., Cattaneo-Vietti R., Bava S., Morganti C., Morri C., Picco P., Sara G., Schiaparelli S., Siccardi A., Sponga F. (2000). A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean), summer 1999, *Ecology Letters*, 3: 284–293. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2000.00152.x>.
- Charbonnel E., Molenaar H., Gravez V. (1995). Réimplantation de la phanérogame marine *Posidonia oceanica* dans le golfe de Marseille (Bouches du Rhône). Rapport final 1991-1995. DEGT Ville de Marseille et GIS Posidonie publ: 1-193.
- Chefaoui R.M., Duarte C.M., Serrão E.A. (2018). Dramatic loss of seagrass habitat under projected climate change in the Mediterranean Sea. *Global Change Biology*, 24: 4919–4928. <https://doi.org/10.1111/gcb.14401>.

- Chessa L.A., Fresi E. (1994). Conservazione e gestione delle praterie di Posidonia. In: Monbailliu X., Torre A. Edits. La gestione degli ambienti costieri e insulari del Mediterraneo. Edizione del Sole publ., Ital.: 103-127.
- 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 2 Convegno Internazionale. San Teodoro; Icmar: Sardegna, Italy, 1991; pp. 78–82.
- Cinelli F., Pardi G., Papi I. (1995). Biologia delle piante. La *Posidonia oceanica*. Supp. Rivista Marittima Italiana, 72-77.
- Cinelli F., Boccalaro F., Burgassi M., Rende F., Piazzì L., Zanella M. (2007a). Utilizzo sperimentale in mare di sistemi tecnici già impiegati dall'ingegneria naturalistica terrestre. *Biologia Marina Mediterranea*, 14(2): 342-343.
- Cinelli F., Boccalaro F., Burgassi M., Piazzì L., Rende F., Zanella M. (2007b). Technique de fixation des boutures de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en Méditerranée: adaptation en milieu marin d'un système déjà utilisé sur terre. Atti del «Troisième Symposium Méditerranéen sur la Végétation Marine Marseille, 257-258.
- Cinelli F., Boccalaro F., Rende S.F., Piazzì L., Burgassi M. (2014a). Riforestazione di praterie di *Posidonia oceanica* all'isola d'elba con l'uso di rivestimenti antierosivi (2007–2008). In: Bacci, T., La Porta B., Maggi, C., Nonnis, O., Paganelli, D., Rende, S.F., Polifrone, M. (Eds.), "Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*". Manuali e Linee Guida n. 106/2014. ISPRA, Roma, pp. 55-60. https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/MLG_106_14.pdf.
- Cinelli F., Boccalaro F., Rende S.F., Acunto S., Piazzì L., Rocca D., Cappa P., Scalise S., Burgassi M., Grippa M.L. (2014b). L'impianto pilota dell'AMP "Capo Rizzuto" Crotona (2008-2009). In: Bacci, T., La Porta B., Maggi, C., Nonnis, O., Paganelli, D., Rende, S.F., Polifrone, M. (Eds.), "Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*". Manuali e Linee Guida n. 106/2014. ISPRA, Roma, pp. 66-69. https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/MLG_106_14.pdf.
- Cooper G. (1976). Jardinier de la Mer. Association-Fondation G. Cooper pour la reconquête des milieux naturels détruits. Cahier, 1: 1-57.
- Cooper G. (1982). Réimplantation de *Posidonia oceanica*. Protection des implants. Bulletin d'Ecologie, 13(1): 65-73.
- Costantini C. (2015). Ripristino dei fondali degradati e recupero del paesaggio sommerso nell'area mediterranea. Tesi di dottorato in sistemi agro-ambientali "Tecnologie per la sostenibilità ed il risanamento ambientale" - XXV ciclo, Università degli Studi di Palermo.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farberk S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Suttonk P., van den Belt M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>.
- Cox T.E., Schenone S., Delille J., Diaz-Castaneda V., Alliouane S., Gattuso J.P., Gazeau F. (2015). Effects of ocean acidification on *Posidonia oceanica* epiphytic community and shoot productivity. *Journal of Ecology*, 103: 1594-1609. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12477>.
- Cox T.E., Gazeau F., Alliouane S., Hendriks I.E., Mahacek P., Le Fur A., Gattuso J.P. (2016). Effects of in situ CO₂ enrichment on structural characteristics, photosynthesis, and growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Biogeosciences*, 13 : 2179–2194. <https://doi.org/10.5194/bg-13-2179-2016-2016>.
- Cunha, A. (2008). BIOMARES project LIFE06/NAT/P/000192. Non-technical report n°1. https://discomap.eea.europa.eu/map/Data/Milieu/OURCOAST_080_PT/OURCOAST_080_PT_Doc1_BiomaresNonTechReport.pdf.
- Cunha A.H., Erzini K., Serrão E.A., Gonçalves E., Borges R., Henriques M., Henriques V., Guerra M., Duarte C., Marbá N., Fonseca M. (2014). Biomares, a LIFE project to restore and manage the biodiversity of Prof. Luiz

- Saldanha Marine Park. *Journal of Coastal Conservation*, 18: 643–655. <https://doi.org/10.1007/s11852-014-0336-x>.
- Davis R.C., Short F.T. (1997). Restoring eelgrass, *Zostera marina*, habitat using a new transplanting technique: the horizontal rhizome method. *Aquatic Botany*, 59: 1-15. [https://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770\(97\)00034-X](https://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00034-X).
- De Groot R., Blignaut J., Van Der Ploeg S., Aronson J., Elmqvist T., Farley J. (2013). Benefits of investing in ecosystem restoration. *Conservation Biology*, 27: 1286-1293. <https://doi.org/10.1111/cobi.12158>.
- Delgado O., Grau A., Pou S., Riera F., Massuti C., Zabala M., Ballesteros E. (1997). Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay (Menorca, Western Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 20, 557–563.
- Demers M. C. A., Davis A. R., Knott N. A. (2013). A comparison of the impact of ‘seagrass-friendly’ boat mooring systems on *Posidonia australis*. *Marine Environmental Research* 83, 54–62. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.10.010>.
- Den Hartog C. (1970). *The Seagrasses of the World*. North-Holland Publish Company, London, 275 pp.
- Dennison W.C., Alberte R.S. (1986). Photoadaptation and growth of *Zostera marina* (eelgrass) transplants along a depth gradient. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 98: 265-282.
- Di Carlo G., Badalamenti F., Jensen A.C., Koch E.W., Riggio S. (2005). Colonisation process of vegetative fragments of *Posidonia oceanica* (L.) Delile on rubble mounds. *Marine Biology*, 147: 1261–1270. <https://doi.org/10.1007/s00227-005-0035-0>.
- Díaz-Almela E., Marbà N., Álvarez E., Balestri E., Ruiz-Fernández J. M., Duarte C.M. (2006). Patterns of seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering in the Western Mediterranean. *Marine Biology*, 148: 723–742. <https://doi.org/10.1007/s00227-005-0127-x>.
- Díaz-Almela E., Duarte C.M. (2008). Management of Natura 2000 habitats. 1120 **Posidonia* beds (*Posidonia oceanica*). European Commission. https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/1120_Posidonia_beds.pdf.
- Donnarumma L., Lombardi C., Cocito S., Gambi M.C. (2014). Settlement pattern of *Posidonia oceanica* epibionts along a gradient of ocean acidification: an approach with mimics. *Mediterranean Marine Science*, 15(3): 498-509. <https://doi.org/10.12681/mms.677>.
- Duarte C.M. (2002). The future of seagrass meadow. *Environmental Conservation*, 29 (2): 192-196.
- Duarte C.M., Chiscano C.L. (1999). Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany*, 65(1): 159-174. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00038-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00038-8).
- Duarte C.M., Fourqurean J.W., Krause-Jensen D., Olesen B. (2006). Dynamics of seagrasses. In: Larkum A.W.D., Orth R.J., Duarte C.M. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, The Netherlands, pp. 271-294.
- Duarte C.M., Losada I.J., Hendriks I.E., Mazarrasa I., Marbà N. (2013) The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3: 961–968. <https://doi.org/10.1038/nclimate1970>.
- Faccioli F. (1996). The morphological restoration of the Venice Lagoon. *Quaderni trimestrali, Consorzio Venezia Nuova, Italia*, suppl. 3-4: 1-24.
- Fernández-Torquemada Y., Sánchez-Lizaso J.L. (2013). Effects of salinity on seed germination and early seedling growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 119: 64–70. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.12.013>.
- Fonseca M.S., Thayer G.W., Kenworthy W.J. (1987). The use of ecological data in the implementation and management of seagrass restorations. *Florida Marine Research Publication*, 42: 175-187.

- Fonseca M.S. (1992). Restoring seagrass systems in the United States. In: Thayer, G.W. (Ed.), Restoring the Nation's Marine Environment. Maryland Sea Grant College, College Park, Md., Publ. UM-SG-TS-92-06.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Thayer G.W. (1998). Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. NOAA Coastal Ocean Program, Decision Analysis Series No. 12.
- Foo S.A., Byrne M., Ricevuto E., Gambi M.C. (2018). The carbon dioxide vents of Ischia, Italy, a natural laboratory to assess impacts of ocean acidification on marine ecosystems: an overview of research and comparisons with other vent systems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 56: 237-320.
- Francour P., 1997. Fish assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port Cros (France, NW Mediterranean): assessment of composition and long-term fluctuations by visual census. *Marine Ecology*, 18(2): 157-173.
- Francour P., Ganteaume A., Poulain M. (1999). Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9 (4): 391-400. DOI????
- Fresi E., Valiante L.M., Scardi M., Arciprete R., Argenti L., Carannante F., Casola E., Di Dato P., Di Nuzzo F., Ingegnoli P. (2006). Un'esperienza di restauro su grande scala di una prateria di *Posidonia oceanica*. XVI Congresso della S.I.Te. Viterbo-Civitavecchia, 19-22 settembre 2006.
- Gambi M.C., Giangrande A., Chessa L., Manconi R., Scardi M. (1989). Distribution and ecology of polychaetes in the foliar stratum of a *Posidonia oceanica* bed in the bay of Porto Conte (NW Sardinia).
- Gambi M.C., Guidetti P. (1998). Morphological observations on seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile germinated "in situ". *Biologia Marina Mediterranea*, 5(1): 549-552.
- Gamulin-Brida H. (1974). Les biocénoses benthiques de la Mer Adriatique. *Acta Adriatica*, 15(9), 1–103.
- Ganassin C., Gibbs P.J. (2008). A review of seagrass planting as a means of habitat compensation following loss of seagrass meadow. Fisheries Research and Development Corporation (Australia) & New South Wales. Dept. of Primary Industries, Fisheries Final Report Series No. 96. ISSN 1449–9967. 41 pp. https://www.dpi.nsw.gov.au/_data/assets/pdf_file/0011/214022/A-review-of-seagrass-planting-as-a-means-of-habitat-compensation-following-loss-of-seagrass-meadow.pdf.
- Ganteaume A., Bonhomme P., Emery E., Hervé G., Boudouresque, C.F. (2005). Impact sur la prairie à *Posidonia oceanica* de l'amarrage des bateaux de croisière, au large du port de Porquerolles (Provence, France, Méditerranée). *Scientific reports of the Port-Cros national park*, 21, 163–173.
- Garrard S.L., Gambi M.C., Scipione M.B., Patti F.P., Lorenti M., Zupo V., Paterson D.M., Buia M.C. (2014). Indirect effects may buffer negative responses of seagrass invertebrate communities to ocean acidification. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 461: 31-38. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.07.011>.
- Giaccone G., Calvo S. (1980). Restaurazione del manto vegetale mediante trapianto di *Posidonia oceanica* (Linneo) Delile. Risultati preliminari. *Memorie di biologia marina e di oceanografia*, suppl. 10: 207-211.
- Giakoumi S., Possingham H.P., Gobert S., Boudouresque C.-F., Gambi M.-C., Katsanevakis S., Lejeune P., Michel L., Montefalcone M., Pergent G., Pergent-Martini C., Sanchez-Jerez P., Sini M., Velimirov B., Vizzini S., Abadie A., Coll M., Guidetti P., Micheli F., Halpern B. (2015). Towards a framework for assessment of cumulative human impacts on food webs. *Conservation Biology*, 29(4): 1228-1234. <https://doi.org/10.1111/cobi.12468>.
- Giakoumi S., Sini M., Gerovasileiou V., Mazor T., Beher J., Possingham H.P., Abdulla A., Cinar M.E., Dendrinou P., Gucu A.C., Karamanlidis A.A., Rodic P., Panayotidis P., Taskin E., Jaklin A., Voultziadou E., Webster C., Zenetos A., Katsanevakis S. (2013). Ecoregion-based conservation planning in the Mediterranean: dealing with large-scale heterogeneity. *PLoS ONE* 8(10), e76449. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0076449>.

- Giraud G. (1977). Contribution à la description et a la phenologie quantitative des herbiers de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Doctorat de spécialité en oceanologie, Université Aix-Marseille II, Fac. Des Sciences de Lumy, Marseille, 1-50.
- Gobert S., Cambridge M.T., Velimirov B., Pergent G., Lepoint G., Bouquegneau J.M., Walker D.I. (2006). Biology of *Posidonia*. In: *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, Larkum A.W.D., Orth R.J., Duarte C.M. (eds). Springer, Dordrecht, 387–408.
- Gordon D.M. (1996). Status of seagrass restoration: Review of international literature. Report to Cockburn Cement Ltd. LeProvost Dames & Moore, Perth.
- Gravili C., Cozzoli F., Gambi M.C. (2021). Hydroids epiphyte on *Posidonia oceanica* seagrass meadows are winner organisms under future ocean acidification conditions: evidence from a CO₂ vent system (Ischia Island, Italy). *The European Zoological Journal*, 88(1): 272-286. <https://doi.org/10.1080/24750263.2021.1899317>.
- Greiner J.T., McGlathery K.J., Gunnell J., McKee B.A. (2013). Seagrass Restoration Enhances 'Blue Carbon' Sequestration in Coastal Waters. *PLoS ONE*, 8(8): 1–8. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0072469>.
- Guerrero-Meseguer L., Marín A., Sanz-Lázaro C. (2017). Future heat waves due to climate change threaten the survival of *Posidonia oceanica* seedlings. *Environmental Pollution*, 230: 40–45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.06.039>.
- Guidetti P., Fabiano M. (2000). The use of lepidochronology to assess the impact of terrigenous discharges on the primary leaf production of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (5), 449–453.
- Guilini K., Weber M., de Beer D., Schneider M., Molari M., Lott C., Bodnar W., Mascart T., De Troch M., Vanreusel A. (2017). Response of *Posidonia oceanica* seagrass and its epibiont communities to ocean acidification. *PLoS ONE*, 12(8): e0181531. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181531>.
- Hall-Spencer J.M., Rodolfo-Metalpa R., Martin S., Ransome E., Fine M., Turner S.M., Rowley S.J., Tedesco D., Buia M.C. (2008). Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature*, 454: 96–99. <https://doi.org/10.1038/nature07051>.
- Hawkins S., Allen J., Ross P., Genner M.J. (2002). Marine and coastal ecosystems. In *Handbook of ecological restoration*, Perrow MR, Davy AJ (eds). Cambridge University Press, Cambridge, 121–148.
- Hawkins S.J., Allen J.R., Ross P.M. Genner M.J. (2002). Marine and coastal ecosystems, in: *Handbook of Ecological Restoration Volume 2: Restoration in Practice*. M.R. Perrow and A.J. Davy eds (Cambridge University Press), 121–148.
- Hendriks I.E., Olsen Y.S., Ramajo L., Basso L., Steckbauer A., Moore T.S., Howard J., Duarte C.M. (2014). Photosynthetic activity buffers ocean acidification in seagrass meadows. *Biogeosciences*, 11: 333–346. <https://doi.org/10.5194/bg-11-333-2014>.
- Hernán G., Ortega M.J., Gándara A.M., Castejón-Silvo I., Terrados J., Tomas F. (2017). Future warmer seas: Increased stress and susceptibility to grazing in seedlings of a marine habitat-forming species. *Global Change Biology*, 23:4530-4543. <http://doi.org/10.1111/gcb.13768>.
- Infantes E., Orfila A., Boum, T.J., Simarro G., Terrados J. (2011). *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* seedling tolerance to wave exposure. *Limnology and Oceanography*, 56(6): 2223–2232. <http://doi.org/10.4319/lo.2011.56.6.2223>.
- IPCC, 2019. Summary for Policymakers. In: *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. Shukla P.R., Skea J., Calvo Buendia E., Masson-Delmotte V., Pörtner H.O., Roberts D.C., Zhai P., Slade R., Connors S., van Diemen R., Ferrat M., Haughey E., Luz S., Neogi S., Pathak M., Petzold J., Portugal Pereira J., Vyas P., Huntley E., Kissick K., Belkacemi M., Malley J. (Eds). In press.

- Jeudy De Grissac A. (1984b). Essais d'implantations d'espèces végétales marines: les espèces pionnières, les Posidonies. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. Edits. First International Workshop on Posidonia oceanica beds, GIS Posidonie Publisher, Marseille, Fr., 1: 431-436.
- Jeudy de Grissac A., Boudouresque C. (1985). Rôles des herbiers de phanérogames marines dans les mouvements des sédiments côtiers: les herbiers à *Posidonia oceanica*. Les aménagements côtiers et la gestion du littoral. Colloques pluridisciplinaire franco-japonais océanographie, 143-151.
- Jeudy de Grissac A. (1984°). Effects des herbiers à *Posidonia oceanica* sur la dynamique marine et la sédimentologie littorale. Boudouresque C.F.; Jeudy De Grissac A & Olivier J., eds., GIS Posidonie., Fr. 1: 437-443.
- Kawasaki Y., Iitaka T., Goto H., Terawaki T., Watanabe Y., Kikuchi K. (1988). Study on the technique for *Zostera* bed creation. Central Research Institute of Electric Power Industry, Japan, Rep. n° U-14: 1-231.
- Larkum A.W.D. (1976). Ecology of Botany Bay. 1. Growth of *Posidonia australis* (Brown) Hook f. in Botany Bay and other bays of the Sydney Basin. Australian Journal of Marine Freshwater Research, 27: 117-127.
- Lauritano C., Ruocco M., Dattolo E., Buia M.C., Silva J., Santos R., Olivé, Costa M.M., Procaccini G. (2015). Response of key stress-related genes of the seagrass *Posidonia oceanica* in the vicinity of submarine volcanic vents. Biogeosciences, 12: 4185–4194. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4185-2015>.
- Lejeune C., Chevaldonné P., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F., Perez T. (2010). Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. Trends in Ecology & Evolution, 25: 250-260. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.10.009>.
- Lewis R.R., Phillips R.C. (1980). Experimental seagrass mitigation in the Florida keys. In: Cole D.P. Edits. Proceedings of the Seventh Annual Conference on the Restoration and Creation of Wetlands, USA: 155-173.
- Manzanera M., Pérez M., Romero J. (1998). Seagrass mortality due to over sedimentation: an experimental approach. Journal of Coastal Conservation, 4, 67-70.
- Marbà N., Diaz-Almela E., Duarte C.M. (2014). Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. Biological Conservation, 176, 183-190. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.024>.
- Marbà N., Duarte C.M. (2010). Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality. Global Change Biology, 16: 2366-2375. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02130.x>.
- Marbà N., Duarte C.M., Cebrián J., Gallegos M.E., Olesen B., Sand-Jensen K. (1996). Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. Marine Ecology Progress Series, 137(1), 203–213.
- Marbà N., Arias-Ortiz A., Masque P., Kendrick G.A., Mazarrasa I., Bastyan G.R., Garcia-Orellana J., Duarte C.M. (2015). Impact of seagrass loss and subsequent revegetation on carbon sequestration and stocks. Journal of Ecology, 103: 296–302. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12370>.
- Marbà N., Duarte C., Holmer M., Martínez R., Basterretxea G., Orfila A., Jordi A., Tintoré, J. (2002). Effectiveness of protection of seagrass (*Posidonia oceanica*) populations in Cabrera National Park (Spain). Environmental Conservation, 29(4): 509-518. <http://dx.doi.org/10.1017/S037689290200036X>.
- Marín-Guirao L., Ruiz J.M., Dattolo E., Garcia-Munoz R., Procaccini G. (2016). Physiological and molecular evidence of differential short-term heat tolerance in Mediterranean seagrasses. Scientific Reports, 6: 28615. <https://doi.org/10.1038/srep28615>.
- Marín-Guirao L., Bernardeau-Esteller J., García-Muñoz R., Ramos A., Ontoria Y., Romero J., Pérez M., Ruiz J.M., Procaccini G. (2018). Carbon economy of Mediterranean seagrasses in response to thermal stress. Marine Pollution Bulletin, 135: 617–629. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.050>.
- Marín-Guirao L., Entrambasaguas L., Ruiz J. M., Procaccini G. (2019). Heat-stress induced flowering can be a potential adaptive response to ocean warming for the iconic seagrass *Posidonia oceanica*. Molecular Ecology, 28: 2486–2501. <https://doi.org/10.1111/mec.15089>.

- Marion S.R., Orth R.J. (2010). Factors influencing seedling establishment rates in *Zostera marina* and their implications for seagrass restoration. *Restoration Ecology*, 18: 549-559. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00695.x>.
- Mateo M.A., Romero J., Pérez M., Littler M.M., Littler D.S. (1997). Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 103–110. <https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0116>.
- Mateo M.A., Serrano O. (2012). The carbon sink associated to *Posidonia oceanica*. In: Pergent G., Bazairi H., Bianchi C.N., Boudouresque C.F., Buia M.C., Clabaut P., Harmelin-Vivien M., Mateo M.A., Montefalcone M., Morri C., Orfanidis S., PergentMartini C., Semroud R., Serrano O., Verlaque M. (Eds.). *Mediterranean Seagrass Meadows: Resilience and Contribution to Climate Change Mitigation, A Short Summary / Les herbiers de Magnoliophytes marines de Méditerranée: résilience et contribution à l'atténuation des changements climatiques, Résumé*. Gland, Switzerland and Málaga, Spain: IUCN.
- Mayot N., Boudouresque C.F., Leriche A. (2005). Unexpected response of the seagrass *Posidonia oceanica* to a warm-water episode in the North Western Mediterranean Sea. *Comptes Rendus Biologies*, 328(3):291-296. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2005.01.005>.
- Mazzella L., Gambi M.C., Russo G.F., Wittmann K.J. (1983). Flowering in *Posidonia oceanica* (L.) Delile prairies around the Island of Ischia (Gulf of Naples). *Rapp. Comm. int. Mer. Médit.*, 28 (3): 117-119.
- Mazzella L., Gambi M.C., Russo G.F., Buia M.C. (1984). Deep flowering and fruiting of *Posidonia oceanica* beds around the island of Ischia (Gulf of Naples). In: *International Workshop on Posidonia oceanica beds*. Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ.,Fr.,1, 203-209.
- Mazzella L., Scipione M.C., Fresi E., Buia M.C., Russo G., De Mario R., Lorenti M., Rando A. (1986). *Le praterie sommerse del Mediterraneo*. La Buona Stampa S.p.a., Ercolano, Italia, 59 pp.
- Mazzella L., Buia M.C. (1991). Temporal evolution and complexity of Mediterranean seagrass ecosystems. *S.It.E. Proceedings*, 17, 293-295.
- Mazzella L., Buia M.C., Gambi M.C., Lorenti M., Russo G., Scipione M.B., Zupo V. (1992). Plant-animal trophic relationships in the *Posidonia oceanica* ecosystem of the Mediterranean Sea: a review. In: John D., Hawkins S.J., Price J.H. editors. *Plant-Animal Interactions in the Marine Benthos*. Oxford, Clarendon Press; 1992. pp. 165-187.
- Mazzella L., Zupo V. (1995). Reti trofiche e flussi di energia nei sistemi a fanerogame marine. *Giornale Botanico Italiano*, 129, 337-350.
- McLeod E., Chmura G.L., Bouillon S., Salm R., Björk M., Duarte C.M., Lovelock C.E., Schlesinger W.H., Silliman B.R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an imprecise understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 552–560. <https://doi.org/10.1890/110004>.
- Mecca S., Casoli E., Ardizzone G., Gambi M.C. (2020). Effects of ocean acidification on phenology and epiphytes of the seagrass *Posidonia oceanica*: evidences from two CO₂ vent systems. *Mediterranean Marine Science*, 21 (1): 70-83. <https://doi.org/10.12681/mms.20795>.
- Mei Tan Y., Dalby O., Kendrick G.A., Statton J., Sinclair E.A., Fraser M.W., Macreadie P.I., Gillies C.L., Coleman R.A., Waycott M., van Dijk K., Vergés A., Ross J.D., Campbell M.L., Matheson F.E., Jackson E.L., Irving A.D., Govers L.L., Connolly R.M., McLeod I.M., Rasheed M.A., Kirkman H., Flindt M.R., Lange T., Miller A.D., Sherman C.D.H. (2020). Seagrass Restoration Is Possible: Insights and Lessons from Australia and New Zealand. *Frontiers in Marine Science*, 7: 617. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00617>.
- Meinesz A., Caye G., Locques F., Macaux S. (1990). Analyse bibliographique sur la culture des phanerogames marines. *Posidonia Newsletter*, 3: 1–67.
- Meinesz A., Caye G., Loquès F., Molenaar H. (1991). Growth and development in culture of orthotropic rhizomes of *Posidonia oceanica*. *Aquatic Botany*, 39: 367-377.

- Meinesz, A., Molenaar, H., Bellone, E., Loques, F. (1992). Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*: I Effects of rhizome length and transplantation season in orthotopic shoots. *Marine Ecology*, 13(2), 163–174. <http://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1992.tb00348.x>.
- Meinesz A., Caye G., Locques F., Molenaar H. (1993). Polymorphism and development of *Posidonia oceanica* transplanted from different parts of the Mediterranean into the national Park of PortCros. *Botanica Marina*, 36: 209-216.
- Migliore L., Piccenna A., Rotini A., Garrard S.L., Buia M.C. (2012). Can ocean acidification affect chemical defence in *Posidonia oceanica*? p. 14. In: Proceedings 3rd Mediterranean Seagrass Workshop 2012. Essaouira, Morocco.
- Milazzo M., Badalamenti F., Ceccherelli G., Chemello R. (2004). Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, Western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 299, 51–62. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2003.09.003>.
- Mirasole A., Badalamenti F., Di Franco A., Gambi M.C., Teixido Ullod N. (2021). Boosted fish abundance associated with *Posidonia oceanica* meadows in a temperate shallow CO₂ vent. *Science of the Total Environment*, 771: 145438. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145438>.
- Molenaar H. (1992). Etude de la transplantation de boutures de la Phanérogame marine *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Modélisation de l'architecture et du mode de croissance. Thèse Doct. Sci. Vie, Univ. Nice Sophia Antipolis, Fr.: 1-221.
- Molenaar H., Meinesz A. (1992). Vegetative Reproduction in *Posidonia oceanica* II. Effects of Depth Changes on Transplanted Orthotopic Shoots. *Marine Ecology*, 13: 175-185. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1992.tb00348.x>.
- Molenaar H., Meinesz A., Caye G. (1993). Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. Survival and development in different morphological types of transplanted cuttings. *Botanica Marina*, 36: 481-488. <https://doi.org/10.1515/botm.1993.36.6.481>.
- Molenaar H., Meinesz A. (1995). Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*: survival and development of transplanted cuttings according to different spacings, arrangements and substrates. *Botanica Marina*, 38: 313-322. <https://doi.org/10.1515/botm.1995.38.1-6.313>.
- Molinier R., Picard J. (1952). Recherches sur les herbiers de Phanérogams marines du littoral méditerranéen français. *Annales de l'Institut océanographique*, 27: 157-234.
- Monnier B., Pergent G., Mateo M.A., Clabaut P., Pergent-Martini C. (2020). Seismic interval velocity in the mat of *Posidonia oceanica* meadows: Towards a non-destructive approach for large-scale assessment of blue carbon stock. *Marine Environmental Research*, 161: 105085. doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105085.
- Montefalcone M. (2009). Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: a review. *Ecological Indicators*, 9: 595-604.
- Montefalcone M., Lasagna R., Bianchi C.N., Morri C., Albertelli G. (2006). Anchoring damage on *Posidonia oceanica* meadow cover: A case study in Prelo cove (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Chemistry and Ecology*, 22(sup1): S207-S217. <https://doi.org/10.1080/02757540600571976>.
- Montefalcone M., Morri C., Peirano A., Albertelli G., Bianchi C. (2007). Substitution and phase-shift in *Posidonia oceanica* meadows of NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75: 63-71. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.03.034>.
- Montefalcone M., Chiantore M., Lanzone A., Morri C., Albertelli G., Bianchi C.N. (2008). BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring. *Marine Pollution Bulletin*, 56 (9): 1637-1645. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.05.013>.

- Montefalcone M., Parravicini V., Vacchi M., Albertelli G., Morri C., Bianchi C.N. (2010a). Human influence on seagrass habitat fragmentation in NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86: 292–298. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.11.018>.
- Montefalcone M., Albertelli G., Morri C., Bianchi C.N. (2010b). Patterns of wide-scale substitution within meadows of the seagrass *Posidonia oceanica* in NW Mediterranean Sea: invaders are stronger than natives. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(5): 507-515. <https://doi.org/10.1002/aqc.1128>.
- Nguyen H.M., Ralph P.J., Marín-Guirao L., Pernice M., Procaccini G. (2021). Seagrasses in an era of ocean warming: a review. *Biological Reviews*, 96: 2009-2030. <https://doi.org/10.1111/brv.12736>.
- Nogueira P., Gambi M.C., Vizzini S., Califano G., Tavares A.M., Santos R., Martinez-Crego B. (2017). Altered epiphyte community and sea urchin diet in *Posidonia oceanica* meadows in the vicinity of submarine volcanic CO₂ vents. *Marine Environmental Research*, 127: 102-111. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.04.002>.
- Noten T.M.P.A. (1983). Detached shoots of *Zostera noltii* Hornem. as a means of dispersal: a transplantation experiment. In: *Proceedings International Symposium on Aquatic Macrophytes*. Nijmegen, Netherlands: 161-164.
- Olesen B., Marbà N., Duarte C.M., Savelle R.S., Forte, M.D. (2004). Recolonization dynamics in a mixed seagrass meadow: the role of clonal versus sexual processes. *Estuaries*, 27: 770–780. <https://doi.org/10.1007/BF02912039>.
- Olsen Y.S., Sánchez-Camacho M., Marbà N., Duarte C.M. (2012). Mediterranean seagrass growth and demography responses to experimental warming. *Estuaries and Coasts*, 35(5): 1205–1213. <https://doi.org/10.1007/s12237-012-9521-z>.
- Pazzaglia J., Santillán-Sarmiento A., Helber S.B., Ruocco M., Terlizzi A., Marín-Guirao L., Procaccini G. (2020). Does Warming Enhance the Effects of Eutrophication in the Seagrass *Posidonia oceanica*? *Frontiers in Marine Sciences*, 7: 564805. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.564805>.
- Peirano A., Damasso V., Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N. (2005). Effects of climate, invasive species and anthropogenic impacts on the growth of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Liguria (NW Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin* 50, 817–822. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.02.011>.
- Pérès J.M., (1984). La regression des herbiers a *Posidonia oceanica*. In: Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., Gravez, V. (Eds.), *International Workshop on Posidonia oceanica Beds 1*. GIS Posidonie Publ, France, pp. 445–454.
- Pérès J.M., Picard J. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique. *Recueil des Travaux de la Station marine d'Endoume*, 31 (47): 5-137.
- Pergent G. (1985). Floraison des herbiers à *Posidonie oceanica* dans la region d'Izmir (Turquie). *Posidonia Newsletter*, 1 (1): 14-21.
- Pergent G., Romero J., Pergent-Martini C., Mateo M.A., Boudouresque C.F. (1994). Primary production, stocks and fluxes in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series*, 106: 239-246.
- Pergent G., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F. (1995). Utilisation de l'herbier a *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mesogée*, 54: 3-27.
- Pergent G., Boudouresque C.F., Dumay O., Pergent-Martini C., Wyllie-Echeverria S. (2008). Competition between the invasive macrophyte *Caulerpa taxifolia* and the seagrass *Posidonia oceanica*: contrasting strategies. *BMC Ecology*, 8 (20): 1-13. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-8-20>.
- Pergent G., Bazairi H., Bianchi C.N., Boudouresque C.F., Buia M.C., Calvo S., Clabauti P., Harmelin-Vivien M., Angel-Mateo M., Montefalcone M., Morri C., Orfanidis S., Pergent-Martini C., Semroud R., Serrano O.,

- Thibaut T., Tomasello A., Verlaque M. (2014). Climate change and Mediterranean seagrass meadows: A synopsis for environmental managers. *Mediterranean Marine Science*, 15(2):462-473. <https://doi.org/10.12681/mms.621>.
- Pergent-Martini C., Pergent G., (1995). Impact of a sewage treatment plant on the *Posidonia oceanica* meadow: assessment criteria. In: Proceedings of the second International conference on the Mediterranean coastal environment. MEDCOAST'95, pp. 1389–1399.
- Pergent-Martini C., Pergent G., Monnier B., Boudouresque C.F., Mori C., Valette-Sansevin A. (2020). Contribution of *Posidonia oceanica* meadows in the context of climate change mitigation in the Mediterranean Sea. *Life and environment*, 70 (3-4): 17-2.
- Pergent-Martini C., Pergent G., Monnier B., Boudouresque C.F., Mori C., Valette-Sansevin A. (2021). Contribution of *Posidonia oceanica* meadows in the context of climate change mitigation in the Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research*, 165: 10523. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105236>.
- Phillips R.C. (1980). Transplanting methods. In: Phillips R.C., McRoy C.P. (eds.) *Handbook of Seagrass Biology: An Ecosystem Perspective*. Garland STPM Press. New York, 353 pp.
- Piazzì L., Cinelli F. (1995). Restoration of the littoral sea bottom by means of transplantation of cuttings and sprouts. In: Cinelli F., Fresi E., Lorenzi C., Mucedola A. (Eds). *Posidonia oceanica*, a contribution to the preservation of a major Mediterranean marine ecosystem. *Revista marittima*, Italy: 69-71.
- Piazzì 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.
- Piazzì L., Acunto S., Cinelli F. (1999). In situ survival and development of *Posidonia oceanica* (L.) Delile seedlings. *Aquatic Botany*, 63: 103–112. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(98\)00115-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(98)00115-6).
- Piazzì L., Balestri E., Balata D., Cinelli F. (2000). Pilot transplanting experiment of *Posidonia oceanica* (L.) Delile to restore a damaged coastal area in the Mediterranean Sea. *Biologia Marina Mediterranea*, 7(2): 409-411.
- Piazzì L., Acunto S., Frau F., Atzori F., Cinti M.F., Leone L.M., Ceccherelli G. (2021). Environmental engineering techniques to restore degraded mediterranean *Posidonia oceanica* meadows. *Water*, 13 (5): 661. <https://doi.org/10.3390/w13050661>.
- Platini F. (2000). La protection des habitats aux herbiers en Méditerranée. Rapport PNUE, PAM, CAR/ASP publ.: 1-65.
- Possingham H.P., Bode M., Klein C.J. (2015). Optimal Conservation Outcomes Require Both Restoration and Protection. *PLoS Biol*, 13(1): e1002052. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002052>.
- Ravaglioli C., Lauritano C., Buia M. C., Balestri E., Capocchi A., Fontanini D., Pardi G., Tamburello L., Procaccini G., Bulleri F. (2017). Nutrient loading fosters seagrass productivity under ocean acidification. *Scientific Reports*, 7 (1): 13732. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14075-8>.
- Red Eléctrica de España (REE), 2018. Practical Guide: The Planting of *Posidonia oceanica*. <https://www.ree.es/sites/default/files/downloadable/Guide-planting-posidonia-oceanica-nov.pdf>
- Ricart A.M., Ward M., Hill T.M., Sanford E., Kroeker K.J., Takeshita Y., Merolla S., Shukla P., Ninokawa A.T., Elsmore K., Gaylord B. (2021). Coast-wide evidence of low pH amelioration by seagrass ecosystems. *Global Change Biology*, 27(11): 2580-2591. <https://doi.org/10.1111/gcb.15594>.
- Ricevuto E., Vizzini S., Gambi M.C. (2015). Ocean acidification effects on stable isotope signatures and trophic interactions of polychaete consumers and organic matter sources at a CO₂ shallow vent system. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 468: 105-117. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.jembe.2015.03.016>.

- Rismondo A., Curiel D., Solazzi A., Marzocchi M., Chiozzotto E., Scattolin M. (1995). Sperimentazione di trapianto a fanerogame marine in laguna di Venezia: 1992-1994. *Società Italiana di Ecologia, Atti*, 16: 683-685.
- Romero J., Pergent G., Pergent-Martini C., Mateo M.A., Regnier C. (1992). The detritic compartment in a *Posidonia oceanica* meadow: litter features, decomposition rates, and mineral stocks. *Marine Ecology*, 13(1), 69-83.
- Ruiz J.M., Gutiérrez Ortega J.M., García Charton J.A., Pérez Ruzafa A. (1999). Spatial characterization of environmental impact by bottom trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in artificial reef areas of the southeastern coast of Spain. In: *Proceedings Seventh International Conference on Artificial Reefs (7th CARAH)*, pp. 664–674.
- Ruiz J.M., Marin A., Calvo J.F., Ramirez-Díaz L. (1993). Interactions between floodway and coastal constructions in Aguilas Bay (southeastern Spain). *Ocean and Coastal Management* 19, 241–262.
- Ruiz J.M., Pérez M., Romero J. (2001). Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 42, 749–760.
- Ruocco M., De Luca P., Marín-Guirao L., Procaccini G. (2020). Differential leaf age-dependent thermal plasticity in the keystone seagrass *Posidonia oceanica*. *Frontiers in Plant Science*, 10: 1556. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01556>.
- Sanchez-Lizaso J.L., Guillen J.E., Ramos A. (1990). The regression of *Posidonia oceanica* meadows in El Campello (Spain). *Rapports et Proces-Verbaux des Réunions de la Commission internationale pour l'Exploration scientifique de la Mediterranee*, 32 (1), 7.
- Scannavino A., Pirrotta M., Tomasello A., Di Maida G., Luzzu F., Bellavia C., Bellissimo G., Costantini C., Orestano C., Sclafani G., Calvo S. (2014). Biodegradable anchor modular system for transplanting *Posidonia oceanica* cuttings. – 5^{ème} Symposium Méditerranéen sur la Végétation Marine (Portorož, Slovénie, 27-28 octobre 2014). (11) (PDF) *Human activities trigger change in marine landscape**. Available from: https://www.researchgate.net/publication/333262678_Human_activities_trigger_change_in_marine_landscape [accessed Jan 19 2021].
- Scannavino A., Tomasello A., Calvo S. (2015). Large-scale *Posidonia oceanica* restoration in a Site of National Interest using an innovative bio-plastic transplant system. *Mediterranean Seagrass Workshop Sardinia 2015 - Book of abstracts* 123.
- Scardi e Valiante (2014a). Moduli alternativi per la piantumazione di praterie di *Posidonia oceanica*. In: Bacci, T., La Porta B., Maggi, C., Nonnis, O., Paganelli, D., Rende, S.F., Polifrone, M. (Eds.), “Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*”. Manuali e Linee Guida n. 106/2014. ISPRA, Roma, pp. 80-85. https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/MLG_106_14.pdf.
- Scardi e Valiante (2014b). Trapianto su moduli quadrati in cemento armati con rete metallica. In: Bacci, T., La Porta B., Maggi, C., Nonnis, O., Paganelli, D., Rende, S.F., Polifrone, M. (Eds.), “Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*”. Manuali e Linee Guida n. 106/2014. ISPRA, Roma, pp. 70-74. https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/MLG_106_14.pdf.
- Scartazza A., Moscatello S., Gavrichkova O., Buia M.C., Lauteri M. Battistelli A., Lorenti M., Garrard S.L., Calfapietra C., Brugnoli E. (2017). Carbon and nitrogen allocation strategy in *Posidonia oceanica* is altered by seawater acidification. *Science of the Total Environment*, 607: 954–964. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.084>.
- Seddon S. (2004). Going with the flow: Facilitating seagrass rehabilitation. *Ecological Management and Restoration*, 5: 167–176. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2004.00205.x>.
- Semroud R. (1993). Données sur la floraison ancienne de *Posidonia oceanica* (L.) Delile dans la région d’Alger (Algerine). *Posidonia Newsletter*, 4 (2): 31-35.

- Serra I.A., Innocenti A.M., Di Maida G., Calvo S., Migliaccio M., Zambianchi E., Pizzigalli C., Arnaud-Haond S., Duarte C.M., Serrao E.A., Procaccini G. (2010). Genetic structure in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: disentangling past vicariance events from contemporary patterns of gene flow. *Molecular Ecology*, 19: 557–568. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294x.2009.04462.x>.
- Short F.T., Neckles H.A. (1999). The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany* 63 (3-4): 169–196. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(98\)00117-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(98)00117-X).
- Short F.T., Coles R.G. (2001). Methods for the measurements of seagrass growth and production. In: *Global Seagrass Research Methods*. Short F.T., Coles R.G. (eds). Elsevier, Amsterdam, 473 pp.
- Sinclair E.A., Verduin J.J., Krauss S.L., Hardinge J., Anthony J.M., Kendrick G.A. (2013). A genetic assessment of a successful seagrass meadow (*Posidonia australis*) restoration trial. *Ecological Management & Restoration*, 14 (1): 68-71. <http://dx.doi.org/10.1111/emr.12028>.
- Stephane S., Colombe B. (2012). Habitats particuliers de l'infra littoral: herbier à *Posidonia oceanica*. Sous-région marine Méditerranée occidentale. Evaluation initiale DCSMM. MEDDE, AAMP, Ifremer, Ref. DCSMM/EI/EE/MO/23/2012, 13p.
- Tanner J.E., Irving A.D., Fernandes M., Fotheringham D., McArdle A., Murray-Jones S. (2014). Seagrass rehabilitation off metropolitan Adelaide: a case study of loss, action, failure and success. *Ecological Management & Restoration*, 15: 168–179. <https://doi.org/10.1111/emr.12133>.
- Taviani M. (2003). Shaping the biogeography of the Mediterranean basin: one geologist's perspective. In: *Marine biogeography of the Mediterranean Sea: pattern and dynamics of biodiversity*. Biogeographia, 24: 15-22. <https://doi.org/10.21426/B6110088>.
- Telesca L., Belluscio A., Criscoli A., Ardizzone G., Apostolaki E.T., Fraschetti S., Gristina M., Knittweis L., Martin C.S., Pergent G., Alagna A., Badalamenti F., Garofalo G., Gerakaris V., Pace M.L., Pergent-Martini C., Salomidi M. (2015). Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Scientific Reports*, 5, 12505. <http://dx.doi.org/10.1038/srep12505>.
- Terlizzi A., De Falco G., Fellingine S., Fiorentino D., Gambi M.C., Cancemi G. (2010). Effects of marine cage aquaculture on macrofauna assemblages associated to *Posidonia oceanica* meadows. *Italian Journal of Zoology*, 77(3): 362-371.
- Terrados J., Marín A., Celdrán D. (2013). Use of *Posidonia oceanica* seedlings from beach-cast fruits for seagrass planting. *Botanica Marina*, 56(2): 185–195. <http://doi.org/10.1515/bot-2012-0200>.
- Thorhaug A. (1979). The flowering and fruiting of restored *Thalassia* beds: a preliminary note. *Aquatic Botany*, 6: 189-192.
- Tommasello A., Ferreri B.M., Freadà Orestano C., Calvo S. (1994). Osservazioni sul ciclo riproduttivo di *Posidonia oceanica* (L.) Delile (Posidoniaceae) lungo le coste tirreniche siciliane. *Giornale Botanico Italiano*, 128 (1): 216.
- Valiante L.M., Carannante F., Casola E., Di Dato P., Di Nuzzo F., Scardi M., Fresi E. (2010). Monitoraggio a lungo termine di trapianti di *Posidonia oceanica* su grande scala. XX Congresso della S.I.Te., "La Sapienza" Università di Roma, 27 – 30 settembre 2010.
- Vizzini S., Tomasello A., Di Maida G., Pirrotta M., Mazzola A., Calvo S. (2010). Effect of explosive shallow hydrothermal vents on $\delta^{13}\text{C}$ and growth performance in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Ecology*, 98(6): 1284-1291. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01730.x>.
- Ward E.A., Meek S.K., Gordon D.M., Cameron T.C., Steer M.D., Smith D.J., Miliou A., Tsimpidis T. (2020). The use of storm fragments and biodegradable replanting methods allows for a low-impact habitat restoration method of seagrass meadows, in the eastern Aegean Sea. *Conservation Evidence*, 17: 1–6.
- Wood G., Marzinelli E.M., Coleman M.A., Campbell A.H., Santini N.S., Kajlich L., Verdura J., Wodak J., Steinberg P.D., Vergés A. (2019). Restoring subtidal marine macrophytes in the Anthropocene: trajectories and future-proofing. *Marine and Freshwater Research*, 70: 936-951. <https://doi.org/10.1071/MF18226>.

Zunino S., Melaku Canu D., Zupo V., Solidoro C. (2019). Direct and indirect impacts of marine acidification on the ecosystem services provided by coralligenous reefs and seagrass systems. *Global Ecology and Conservation*, 18: e00625. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00625>.

Zupo V., Buia M.C., Mazzella L. (1997). A production model for *Posidonia oceanica* based on temperature, Estuarine, Coastal and Shelf Science, 44: 483–492. <https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0137>.

Zupo V., Buia M.C., Gambi M.C., Lorenti M., Procaccini G. (2006). Temporal variations in the spatial distribution of shoot density in a *Posidonia oceanica* meadow and pattern of genetic diversity. *Marine Ecology*, 27, 328–338. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00133.x>.

Siti Internet consultati:

<https://www.biosurvey.it>

<http://lifeseppo.eu/>

<http://www.merces-project.eu/>

<http://www.projectnoah.org>

<https://www.operationposidonia.com/>

<http://www.rac-spa.org>

<http://www.ree.es/en/sustainability/noteworthy-projects/environmental-projects/posidonia-oceanica>

<https://saspas.eu/>

<https://saveourseabed.co.uk>

<https://seagrassspotter.org/>

Norme e Regolamenti:

Circolare Ministero dell’Ambiente (MATTM) n. 8123/2006 “Gestione della *Posidonia spiaggiata*”.

Circolare Ministero dell’Ambiente (MATTM) n. 8838/2019 “Gestione degli accumuli di *Posidonia oceanica* spiaggiati”

Convenzione di Barcellona. “Convenzione di Barcellona per la protezione del Mar Mediterraneo”.

Convenzione di Berna. “Convenzione sulla Conservazione della Vita Selvatica e degli Habitat naturali in Europa”.

Decisione 82/72/CE. Decisione del Consiglio, del 3 dicembre 1981, concernente la “conclusione della convenzione relativa alla conservazione della vita selvatica e dell’ambiente naturale in Europa”.

Decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357 “Regolamento recante attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche. p.r. 357/1997”.

Decreto legislativo 29 aprile 2010, n.75. “Riordino e revisione della disciplina in materia di fertilizzanti, a norma dell’articolo 13 della legge 7 luglio 2009, n. 88”.

Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152. “Norme in materia ambientale”.

Decreto legislativo D.lgs. 190/2010. "Attuazione della direttiva 2008/56/CE che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino".

Decreto Ministeriale 17 ottobre 2014. "Determinazione del buono stato ambientale e definizione dei traguardi ambientali".

Direttiva 2000/60/CE (Direttiva Quadro sulle Acque – DQA) del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che "istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque".

Direttiva 2008/56/CE (Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino) del Parlamento europeo e del Consiglio, del 17 giugno 2008, che "istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino".

Direttiva 92/43/CEE del consiglio del 21 maggio 1992 relativa alla "Conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche".

Disegno di legge n. 1571 recante "Disposizioni per il recupero dei rifiuti in mare e nelle acque interne e per la promozione dell'economia circolare ("legge SalvaMare").

Legge 23 marzo 2001, n. 93. "Disposizioni in campo ambientale".

Legge 503 del 5 agosto 1981. "Ratifica ed esecuzione della convenzione relativa alla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa, con allegati, adottata a Berna il 19 settembre 1979".

Legge 9 dicembre 1998, n. 426. "Nuovi interventi in campo ambientale".

Legge n. 175 del 27 maggio 1999. "Ratifica ed esecuzione dell'Atto finale della Conferenza dei plenipotenziari sulla Convenzione per la protezione del Mar Mediterraneo dall'inquinamento, con relativi protocolli, tenutasi a Barcellona il 9 e 10 giugno 1995".

Regolamento (CE) n. 1626/94 del Consiglio, del 27 giugno 1994, che "istituisce misure tecniche per la conservazione delle risorse della pesca nel Mediterraneo".

Regolamento (CE) N. 1967/2006 relativo alle "misure di gestione per lo sfruttamento sostenibile delle risorse della pesca nel mar Mediterraneo e recante modifica del regolamento (CEE) n. 2847/93 e che abroga il regolamento (CE) n. 1626/94".

Regolamento (CEE) n. 2847/93 del Consiglio, del 12 ottobre 1993, che "istituisce un regime di controllo applicabile nell'ambito della politica comune della pesca".

Regolamento 27 giugno 1994, n. 1626. Regolamento (CE) n. 1626/94 del Consiglio che istituisce misure tecniche per la conservazione delle risorse della pesca nel Mediterraneo.

GLOSSARIO

AMP- Area Marina Protetta. È una zona di mare circoscritta, in genere di particolare pregio ambientale e paesaggistico, all'interno della quale è in vigore una normativa limitativa e protettiva dell'habitat, delle specie e dei luoghi, e relativa alla regolamentazione e gestione delle attività consentite.

Apparato stolonifero. Insieme degli stoloni della pianta, ovvero ramificazioni striscianti alla base del fusto che radicandosi possono dare origine a nuovi individui.

Banquettes. Accumuli di foglie morte di fanerogame marine. Durante i mesi autunnali le foglie si distaccano naturalmente dalla pianta andandosi a depositare, grazie alle correnti, sulle spiagge. Questi accumuli hanno un'importante funzione protettiva delle spiagge dall'erosione.

Bioindicatore. Organismo o sistema biologico utilizzato per valutare una modificazione della qualità dell'ambiente.

Blue carbon. È il carbonio immagazzinato negli ecosistemi costieri e marini. Esso viene catturato dagli oceani e dagli ecosistemi costieri del mondo (mangrovieti, paludi costiere e praterie di fanerogame), dove viene immagazzinato sotto forma di biomassa e sedimenti.

Canopy fogliare. Strato fogliare della pianta (e prateria); attenua l'idrodinamismo e riduce l'energia con cui le onde raggiungono la costa.

Carbon sink. È un serbatoio naturale o artificiale che assorbe e immagazzina il carbonio dell'atmosfera con meccanismi fisici e biologici.

Comunità epifita. Le foglie della posidonia costituiscono il substrato di impianto per molte specie animali e vegetali dette «epifiti», organismi cioè che vivono insediati sulle piante, contribuendo ad accrescere la produttività dell'ecosistema e integrandosi in esso tramite una serie di legami ed equilibri ben definiti.

Crediti di carbonio. Unità di carattere finanziario che rappresenta la rimozione di una tonnellata di CO₂ equivalente dall'atmosfera. Rappresenta il carbonio che è stato evitato, ridotto o sequestrato attraverso un progetto e che può essere acquistato come mezzo per compensare le emissioni.

Specie endemica. Specie animale o vegetale la cui naturale presenza è confinata ad una determinata regione e la cui distribuzione è relativamente limitata.

Fanerogama marina. Pianta superiore completamente adattate alla vita acquatica.

Fauna vagile. Organismi animali in grado di spostarsi.

Grazing. Pascolare

Hotspot di biodiversità. Area geografica caratterizzata da livelli di diversità biologica particolarmente elevati.

IPCC-Intergovernmental Panel on Climate Change. è il principale organismo internazionale per la valutazione dei cambiamenti climatici. L'IPCC è stato istituito nel 1988 dalla *World Meteorological Organization* (WMO) e dallo *United Nations Environment Programme* (UNEP) allo scopo di fornire al mondo una visione chiara e scientificamente fondata dello stato attuale delle conoscenze sui cambiamenti climatici e sui loro potenziali impatti ambientali e socio-economici.

Matte. Substrato creato dalla prateria di *Posidonia oceanica* costituito dall'intreccio dei rizomi, delle scaglie, delle radici e del sedimento intrappolato.

Nursery. Area di accrescimento delle forme giovanili di varie specie di organismi marini, in corrispondenza di zone particolarmente favorevoli per l'accrescimento in relazione alle caratteristiche delle acque e alla disponibilità di risorse trofiche.

OA-Ocean Acidification (Acidificazione degli oceani). L'acidificazione degli oceani si riferisce a una riduzione del pH delle acque marine, causata principalmente dall'assorbimento di anidride carbonica (CO₂) dall'atmosfera.

PSU- Practical Salinity Unit. Unità di misura della salinità.

Rehabilitation (“riforestazione” o “reimpianto”). Operazione che prevede il reinserimento di talee in settori della prateria caratterizzati da bassa copertura.

Restoration (“rivegetazione” o “operazione di ripristino”). Interventi messi in opera per indurre, in una prateria, il ritorno alle condizioni preesistenti, agenti prima del verificarsi del disturbo ambientale cui si deve, verosimilmente, l'alterazione e il deterioramento dello stato di conservazione della prateria stessa. In questo caso, il ripristino presuppone il recupero in toto delle condizioni ecologiche e biologiche della prateria.

Rizoma ortotropo. Fusto caratterizzato da un accrescimento verticale.

Rizoma plagiotropo. Fusto caratterizzato da un accrescimento orizzontale.

Servizi ecosistemici. Servizi che gli ecosistemi generano a favore dell'uomo; secondo la definizione proposta dal MEA - *Millennium Ecosystem Assessment*, sono i "molteplici benefici forniti dagli ecosistemi al genere umano".

SIC-Sito di Interesse Comunitario. Il sito di interesse comunitario (o Sito di Importanza Comunitaria), è un concetto definito dalla Direttiva comunitaria "Habitat".

Specie alloctona. Specie animale o vegetale introdotta dall'uomo, accidentalmente o volontariamente, in un'area esterna al suo naturale areale di distribuzione.

Specie autoctona. Specie animale o vegetale originatasi ed evolutasi nella specifica area in cui si trova.

Specie stenoalina. Specie animale o vegetale che non tollera grandi sbalzi di salinità.

Stolonizzazione. Principale meccanismo di propagazione della *P. oceanica*. Questo processo si realizza con il distacco di rizomi terminali dal rizoma parentale che consente l'insediamento progressivo dello spazio disponibile.

Transplants (“trapianto di talee). Trasferimento di talee da una prateria donatrice a un nuovo sito (prateria ricevente).

Vents. Sistemi di emissione di CO₂ sommersi.