



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PALERMO

DOTTORATO DI RICERCA IN SISTEMI AGRO-AMBIENTALI
“TECNOLOGIE PER LA SOSTENIBILITÀ ED IL RISANAMENTO AMBIENTALE”

DIPARTIMENTO DELLE SCIENZE DELLA TERRA E DEL MARE

SETTORE SCIENTIFICO DISCIPLINARE BIO07 - ECOLOGIA

RIPRISTINO DEI FONDALI DEGRADATI E RECUPERO DEL PAESAGGIO SOMMERSO NELL'AREA MEDITERRANEA

IL DOTTORE
COSTANTINI CESARE

IL COORDINATORE
PROF. SEBASTIANO CALVO

IL TUTOR
PROF. SEBASTIANO CALVO

CO-TUTOR
DR. AGOSTINO TOMASELLO

DR.SSA GERMANA DI MAIDA

CICLO XXV
2015

INDICE

RIASSUNTO	4
CAPITOLO 1	6
1.1 - STATO DELL'ARTE SUL RESTAURO DELLE FANEROGAME MARINE	6
1.2 - OPERAZIONI DI RIPRISTINO NEL MONDO	7
1.3 - TECNICHE DI TRAPIANTO NEL MONDO	14
1.4 - TECNICHE DI TRAPIANTO CON OPERATORE SUBACQUEO	15
1.5 - TECNICHE DI TRAPIANTO CON MEZZO MECCANICO	20
1.6 - COSTI RELATIVI ALLA RIFORESTAZIONE	24
CAPITOLO 2	25
2.1 - BARRIERE ARTIFICIALI	25
2.2 - ASPETTI REALIZZATIVI	26
2.3 - CRITERI DI SELEZIONE DEL SITO PER IL POSIZIONAMENTO DELLE BARRIERE ARTIFICIALI	27
2.4 - MATERIALI IMPIEGATI	29
2.5 - BARRIERE ARTIFICIALI IN CALCESTRUZZO	30
2.6 - COMPLESSITÀ FISICA DELL'HABITAT: FORMA, CAVITÀ E POSIZIONAMENTO	33
2.7 - ASPETTI ECOLOGICI	36
2.8 - PRODUZIONE DI STOCK ITTICI	37
2.9 - ATTRAZIONE DI STOCK ITTICI	39
2.10 - POSIZIONAMENTO DI BARRIERE ARTIFICIALI ASSOCIATE A PRATERIE DI <i>P. OCEANICA</i>	41
2.11 - BARRIERE ARTIFICIALI ED ESTETICA DEL PAESAGGIO	42
CAPITOLO 3	45
MATERIALI E METODI	45
3.1 - RICERCA BIBLIOGRAFICA	45
3.2 - AREA DI STUDIO	46
3.2.1 - <i>Breve storia dello sviluppo industriale della Rada di Augusta</i>	47
3.2.2 - <i>Rada di Augusta</i>	49
3.2.3 - <i>Litorale di Priolo (dalla diga foranea della Rada di Augusta al Porto Grande di Siracusa)</i>	50
3.2.4 - <i>Comunità fitobentonica lungo la fascia costiera</i>	51
3.3 - RIFORESTAZIONE	52
3.3.1 - <i>Sperimentazione in situ di un supporto biodegradabile in mater-bi per il trapianto di <i>P. oceanica</i></i>	52
3.3.2 - <i>Individuazione di un sito idoneo per la riforestazione con <i>P. oceanica</i></i>	56
3.3.3 - <i>Disegni di campionamento</i>	60
3.3.4 - <i>Individuazione del sito donatore di talee per le attività di reimpianto</i>	62
3.3.5 - <i>Interventi di riforestazione estensivo con <i>P. oceanica</i></i>	62
3.3.5.1 - <i>Delimitazione delle aree destinate al trapianto di <i>P. oceanica</i></i>	63
3.3.5.2 - <i>Prelievo delle Talee</i>	65

3.3.5.3 - <i>Messa a dimora delle talee utilizzando il supporto in materiale bioplastico</i>	66
3.3.5.4 - <i>Monitoraggio</i>	68
3.4 - ANALISI STATISTICA	69
3.5 - OTTIMIZZAZIONE DELLE BARRIERE ARTIFICIALI E PIANIFICAZIONE DELLA LORO DISPOSIZIONE SPAZIALE	70
3.5.1 - <i>Progettazione strutturale</i>	71
3.5.2 - <i>Disposizione spaziale</i>	72
CAPITOLO 4	76
RISULTATI	76
4.1 – RISULTATI DEL MONITORAGGIO RELATIVO ALLA SPERIMENTAZIONE DI UN SUPPORTO BIODEGRADABILE IN MATER-BI PER IL TRAPIANTO DI <i>P. OCEANICA</i>	76
4.2 - SELEZIONE DEL SITO	78
4.2.1 – <i>Selezione dell’habitat</i>	78
4.2.2 – <i>Monitoraggio dell’impianto pilota per la verifica del sito idoneo</i>	79
4.2.3 – <i>Identificazione del sito idoneo a ricevere l’impianto di riforestazione</i>	82
4.3– RISULTATI DELLE ATTIVITÀ DI RIFORESTAZIONE ESTENSIVA	83
4.4 – BARRIERE ARTIFICIALI	85
CAPITOLO 5	89
DISCUSSIONI	89
5.1 - SPERIMENTAZIONE DEL SUPPORTO IN MATER-BI	89
5.2 - SELEZIONE DELL’HABITAT ED IMPIANTO PILOTA	89
5.3 - IDENTIFICAZIONE DELL’IDONEITÀ DEL SITO AL RIPRISTINO	90
5.4 - TRAPIANTO ESTENSIVO DI <i>P. OCEANICA</i>	90
5.5 - BARRIERE ARTIFICIALI	91
CAPITOLO 6	93
CONCLUSIONI	93
BIBLIOGRAFIA	95

Riassunto

Gli ecosistemi a fanerogame marine rappresentano sistemi ambientali fondamentali per il mantenimento degli equilibri costieri, in quanto custodiscono complessi biotopi ed incantevoli paesaggi sommersi. Malgrado la loro importanza, sono continuamente soggetti ad eventi di degrado dovuti ad alterazione degli habitat e fenomeni d'inquinamento. A tal fine nasce la necessità di mettere in atto strategie per ripristinare e conservare le loro caratteristiche strutturali e funzionali. In questo contesto si inserisce la presente tesi di dottorato, dal titolo "Ripristino dei fondali degradati e recupero del paesaggio sommerso nell'area Mediterranea", svolta nell'ambito del progetto PON01_03112 - Tecnologie avanzate eco-sostenibili finalizzate alla bonifica ed al ripristino di aree marine costiere degradate (TETIDE) nel cui ambito è stata svolta una tesi di dottorato. Il progetto è stato sviluppato nel Golfo di Augusta (Siracusa, Sicilia), un area caratterizzata da elevati livelli di contaminazione ambientale della fascia costiera dovuti alle attività del polo petrolchimico di Priolo-Melilli-Augusta, che il legislatore nazionale (L. 9 dicembre 1998, n. 426) ha inserito tra i Siti di Interesse Nazionale (SIN di Priolo) e per la quale ha elaborato uno specifico "Programma nazionale di bonifica e ripristino ambientale" (DM Ambiente del 18 settembre 2001 n. 468). Questo SIN si sviluppa su una superficie di circa 5.815 ha a terra e circa 10.068 ha a mare, comprensivi delle aree portuali di Siracusa ed Augusta, ed è ubicato nei territori dei Comuni di Augusta, Priolo Gargallo, Melilli e Siracusa. All'interno del SIN sono inclusi: un polo industriale costituito da grandi insediamenti produttivi, prevalentemente raffinerie, stabilimenti petrolchimici, centrali di produzione di energia elettrica e cementerie; l'area marina antistante, comprensiva delle aree portuali di Augusta e Siracusa; numerose discariche di rifiuti; lo stabilimento ex Eternit di Siracusa (dove si producevano manufatti in cemento - amianto) e le aree umide (Saline di Priolo e di Augusta). Durante il dottorato sono state condotte attività di riforestazione attraverso l'utilizzo di un sistema innovativo (brevetto depositato da Biosurvey S.r.l., Spin-off dell'Università di Palermo e IDEA S.r.l.) realizzato in plastica biodegradabile (bioplastica) per il fissaggio in forma rapida ed efficace di talee di *P.oceanica* sul fondo marino, allo scopo di garantirne l'attecchimento, la crescita e di agevolare la dinamica naturale di sviluppo. Inoltre, sono state predisposte delle barriere artificiali, posizionate al fine di fornire zone di riparo/rifugio ed aggregazione di popolazioni animali e vegetali, che rappresenta ad oggi una delle sfide dell'ingegneria naturalistica, tenuto conto che dalla loro architettura dipendono gli incrementi di biodiversità e produttività.

L'attività di riforestazione ha previsto tre fasi: 1) la sperimentazione di trapianti di *P.oceanica* con il supporto biodegradabile in mater-bi; 2) l'individuazione delle aree idonee al trapianto di *P.oceanica*; 3) l'attività di riforestazione estensiva. In particolare, al fine di verificare l'idoneità del supporto biodegradabile, chiamato "Stella" è stata condotta una sperimentazione, in cui le talee di *P. oceanica* sono state trapiantate sia su un fondale sabbioso a *Cymodocea nodosa* che su *matte* morta. Le osservazioni condotte dopo 2 anni dal trapianto mostrano valori di attecchimento, distacco e mortalità delle talee simili nei due substrati. In particolare, le percentuali di attecchimento delle talee sono rimaste elevate (95,3% su *matte* e 94,7% su sabbia con *Cymodocea*). Inoltre, la densità dei fasci è aumentata del 7%, passando da un valore di 318 fasci/m² a 332 fasci/ m². Una volta sperimentato con successo il supporto di trapianto, si è passati ad un altro aspetto fondamentale negli interventi di riforestazione: la selezione di un sito idoneo a ricevere interventi di riforestazione con *P. oceanica*, all'interno del Seno di Priolo. A questo scopo, è stato calcolato

L'Indice Preliminare d'Idoneità al Trapianto (PTSI), un indice moltiplicativo basato su informazioni ambientali ottenute da fonti bibliografiche. L' idoneità del sito scelto per il trapianto con *P. oceanica*, è stata poi verificata con test pilota su piccola scala. Le attività di monitoraggio dell'impianto pilota sono state realizzate a partire da gennaio 2013, con cadenza pressoché mensile, per la durata di 12 mesi. I risultati del monitoraggio dell'impianto pilota mostrano una percentuale di attecchimento delle talee pari al 92,2%. Sulla base di questi risultati è stato possibile calcolare il valore dell'Indice di idoneità del trapianto (TSI). Inoltre, visti i favorevoli valori di attecchimento delle piante rilevati durante la sperimentazione pilota, tra aprile e giugno 2014, è stata avviata l'attività di riforestazione estensiva nel seno di Priolo. Complessivamente sono state posizionate 1.000 Stelle, per un totale di 10.000 talee e circa 30.000 fasci. Il monitoraggio effettuato a distanza di 6 mesi, ha permesso di rilevare valori di attecchimento, mortalità e distacco rispettivamente di 93,3%, 5% e 1,1%.

Riguardo alle barriere artificiali, sono state effettuate delle scelte progettuali in funzione delle caratteristiche dell'area di studio ed agli obiettivi del progetto. Le barriere, sono costituite da più unità, ciascuna delle quali con base di circa 2 m di larghezza, 3 m di lunghezza ed altezze variabili tra 0,60 e 1,5 m. Accostando sul fondale più unità sono state, quindi, generate delle barriere artificiali in grado di riprodurre habitat ad elevata eterogeneità. Secondo la normativa vigente, la progettazione strutturale delle barriere artificiali ha seguito lo stesso iter procedurale previsto per la realizzazione delle normali strutture in calcestruzzo armato. Al fine di garantire resistenza strutturale tale da sopportare le sollecitazioni dovute alla movimentazione, la struttura è stata suddivisa in due differenti manufatti solidali: struttura portante e struttura portata. In fase di progettazione delle barriere artificiali, oltre alle caratteristiche strutturali (dimensioni, disposizione nello spazio, presenza di cavità) sono stati considerati altri aspetti che facilitano la colonizzazione della flora e della fauna, nonché migliorano le caratteristiche estetico-percettive. A differenza di quanto avveniva in passato le barriere sono state realizzate con un design che emula il paesaggio naturale al fine di minimizzare il loro impatto visivo.

Al fine di testare la stabilità del substrato ad accogliere le barriere artificiali sono stati preliminarmente posizionati 16 provini in calcestruzzo armato. I siti identificati per la posa di tali strutture, sono stati selezionati all'interno di zone omogenee per profondità e spessori di *matte*. All'interno di ciascun sito di estensione pari a 81 m² sono stati posizionati quattro provini cubici. Le dimensioni di ciascun cubo in calcestruzzo sono state calcolate in modo da sviluppare uno stato tensionale nella *matte* prossimo a quello che svilupperebbe un modulo di altezza variabile tra 0,6 e 1,5 m. Al fine di valutare l'affondamento e le eventuali rotazioni dei provini sul substrato, si è scelto di monitorarli nei successivi 90 giorni, ponendo particolare attenzione ai fenomeni di escavazione e di accumulo di sedimento, visto l'andamento pressoché pianeggiante dei siti prescelti. Durante il primo monitoraggio, effettuato immediatamente dopo la posa dei provini, non è stato riscontrato nessun fenomeno di affondamento istantaneo, mentre nei successivi rilievi si è constatato che alcuni provini presentavano l'instaurarsi di un limitato insabbiamento, probabilmente a seguito di due intense mareggiate registrate nell'area. Alla luce di tale sperimentazione a dicembre del 2014 sono state posizionate 4 barriere artificiali, ciascuna composta da 3 unità.

Capitolo 1

1.1 - Stato dell'arte sul restauro delle fanerogame marine

Le fanerogame marine svolgono un importante ruolo a livello mondiale nell'ecologia marina delle zone costiere ed estuarine, supportando le comunità di pesci, molluschi ed invertebrati (Orth *et al.*, 1984; Bell e Pollard, 1989; Howard *et al.*, 1989; Heck *et al.*, 1995; Lemmens *et al.* 1996). Nel corso degli anni si sono verificati importanti perdite, di solito a causa dell'eutrofizzazione, della torbidità prodotta in prossimità dei grandi centri urbani o industriali, così come a causa delle perturbazioni naturali (Cambridge e McComb, 1984; Cambridge *et al.*, 1986; Walker e McComb, 1992; Short e Wyllie-Echeverria, 1996; Seddon *et al.*, 2000; Kendrick *et al.*, 2002), di conseguenza le fanerogame marine sono oggi in forte regressione in tutti i paesi (Waycott *et al.*, 2009). Mentre i disturbi di solito danneggiano rapidamente le fanerogame marine, il loro recupero è spesso relativamente lento (Fonseca *et al.*, 1987).

Tutto ciò, unitamente alla lentezza dei processi di ricolonizzazione naturale, ha favorito l'affermarsi dell'idea che poteva essere necessario sviluppare tecniche di reimpianto come mezzo per favorire e/o accelerare i processi di rigenerazione naturale (Boudouresque *et al.*, 2006).

Numerosi termini sono usati per indicare la modificazione degli habitat di fanerogame (Ganassin e Gibbs, 2008). In termini generali, viene definita "pantumazione" l'operazione finalizzata alla messa a dimora di materiale vegetale, in questo caso di talee di fanerogame marine. Tuttavia, in base alle diverse finalità e ai diversi casi di applicazione, alcuni autori descrivono gli interventi di pantumazione utilizzando una terminologia varia, come di seguito riportato.

Lewis (1987) definisce "operazione di ripristino" o "rivegetazione" (*restoration*) l'insieme degli 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. Altresì, Seddon (2004) e Boudouresque *et al.* (2006) definiscono "riforestazione" o "reimpianto" (*rehabilitation*) l'operazione che prevede il reinserimento di talee in settori della prateria caratterizzati da bassa copertura. Calumpong e Fonseca (2001) parlano infine di "trapianto di talee" (*transplants*) riferendosi, in generale, alle operazioni di trasferimento di materiale vegetale da una prateria donatrice a un nuovo sito o prateria ricevente.

In generale col termine "trapianto" vengono individuati gli interventi di compensazione che prevedono la rimozione e lo spostamento di porzioni di prateria a seguito del danneggiamento fisico (o diretto) della prateria indotto nell'ambito della realizzazione di opere/interventi costieri (come costruzione di moli e posa di cavi e condotte). Invece, i termini *restoration* (ripristino o restauro) e/o *rehabilitation* (reimpianto) sono riferiti a tutti quegli interventi messi in atto a seguito di un generale deterioramento dello stato di conservazione di una prateria, riconducibile a pressioni e impatti antropici, agenti anche indirettamente sulla prateria (come scarichi di acque reflue, impianti di maricoltura, movimentazione di sedimenti in ambito costiero e, sebbene vietati ma ancora relativamente diffusi, pesca a strascico e ancoraggi).

Dal 1960, gli esperimenti di restauro di ambienti costieri e i progetti di mitigazione, con l'utilizzo di diverse specie di fanerogame, sono stati tentati in tutto il mondo con vari gradi di successo (Fonseca *et al.*, 1998), ma soprattutto negli Stati Uniti (Treat e Lewis, 2006), in Europa ed in Australia (Seddon, 2004). La *restoration* rimane però una scienza in evoluzione che, nel complesso, risulta abbastanza difficile e impegnativa (Gordon, 1996). Gordon, nella sua recensione sullo *status* internazionale di recupero delle praterie di fanerogame marine, riassume i temi chiave legati alla pianificazione, alla politica ed alla gestione del ripristino delle fanerogame, progettando i metodi da utilizzare per avere un miglior successo sullo sviluppo di queste tecniche e cercando in tal modo di superare le lacune fino ad oggi non colmate. Egli ritiene che il ripristino delle funzionalità delle praterie (o di qualsiasi altra comunità) può avere un maggiore successo se si sviluppano adeguati metodi di selezione dei siti idonei e metodologie appropriate alle caratteristiche del luogo scelto come sito da ripristinare. Allo stesso tempo dovrebbero essere ridotti al minimo i danni alla prateria donatrice, gli alti costi, il tempo necessario che questo tipo di lavoro richiederebbe e gli eventi di bioturbazione prevedibili.

Negli ultimi anni rilevanti miglioramenti sono stati ottenuti grazie all'impiego di nuove tecnologie che hanno permesso di analizzare con maggiore dettaglio i fattori che influenzano il successo di un'azione di ripristino. Per esempio, l'applicazione di indici di esposizione al moto ondoso (Fonseca *et al.*, 1998; Kelly *et al.*, 2001; Fonseca *et al.*, 2002) e l'impiego di strumenti quali sensori di erosione del sedimento (Chisholm, 2011) hanno aiutato a caratterizzare rapidamente i siti più idonei alle operazioni di recupero. Inoltre ulteriori progressi sono stati ottenuti una volta dimostrato che il restauro di intere praterie può avvenire in tempi ragionevoli (Fonseca *et al.*, 1996; Bos e van Katwijk, 2007) e che tali praterie possono acquisire le proprie funzionalità entro pochi anni (Cambridge *et al.*, 2002; Fonseca, 2006). Nonostante questi progressi, rimangono diversi problemi, come ad esempio il fenomeno della bioturbazione (Philippart, 1994; Molenaar e Meinesz, 1995; Davis *et al.*, 1998; Townsend e Fonseca, 1998; Siebert e Branch, 2007) anche se alcune tecniche di trapianto forniscono un'eccellente protezione dai disturbi biotici (Fonseca *et al.*, 1994, 1998; Short *et al.*, 2006).

Questo capitolo descrive brevemente i progressi compiuti negli ultimi dieci anni nel campo della ricerca scientifica e delle tecniche di *transplants* e di *restoration* sulle fanerogame marine, nelle diverse zone del mondo come ad esempio: Europa, Australia Asia e Stati Uniti. In particolare, per ciascuna area vengono descritte la distribuzione geografica delle fanerogame marine, la composizione specifica della comunità, le cause che hanno condotto al declino delle fanerogame e i diversi tentativi di recupero tramite il trapianto, in tale contesto ampio risalto viene dato alla descrizione delle diverse tecniche che nel corso degli anni sono state adoperate. Il capitolo si conclude con una valutazione economica del restauro come strumento di gestione.

1.2 - Operazioni di ripristino nel mondo

Europa

In Europa le fanerogame più diffuse sono quattro specie: *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch., *Zostera marina* Linnaeus e *Zostera noltii* Hornemann. Il Mar Mediterraneo ospita tutte e quattro le specie, con *P. oceanica* e *C. nodosa* più abbondanti. Dal XIX secolo, inoltre, *Halophila stipulacea* si è andata diffondendo nel Mediterraneo dal Mar Rosso attraverso il Canale di Suez. L'Atlantico, invece, insieme al Mar del Nord, il Mar Baltico e il Mar

Nero sono principalmente popolati da *Z. marina* e *Z. noltii* (Boström *et al.*,2003; Hily *et al.*,2003; Lipkin *et al.*,2003; Milchakova e Phillips, 2003; Procaccini *et al.*,2003; Ruggiero e Procaccini, 2004), mentre il Mar Caspio è vegetato principalmente da *Z. noltii* (Milchakova, 2003).

Nel corso della storia del vecchio continente le fanerogame marine sono andate incontro a varie avversità che in alcuni casi hanno provocato una drastica riduzione delle loro popolazioni. In Europa del Nord, negli anni '30 l'abbondanza delle fanerogame marine ed in particolare di *Z.marina*, è stata ridotta, di circa il 90%, a seguito di una infezione dovuta ad un protista endofitico,*Labyrinthula zosterae* (Den Hartog, 1987); un altro caso di drastica riduzione, dovuta a questo patogeno, si è verificato in Danimarca dove le fanerogame marine nel periodo compreso tra il 1900 e il 1940 si sono ridotte del 93%. Oggi si assiste ad una lenta ripresa, infatti le fanerogame occupano una area pari al 20-25% di quella iniziale (Airoldi e Beck,2007). Altri casi di riduzione drammatica delle fanerogame, ad opera dello stesso protista, si sono registrati sia in Inghilterra(Davison e Hughes 1998) che nel mare di Wadden (Reise, 1994; Wolff, 2000; Lotze, 2005).Per quanto riguarda l'Inghilterra, le notizie relative al recupero sono discordanti, infatti, alcuni autori ritengono che questo sia iniziato nel 1933, altri pensano che il patogeno continuo a colpire le praterie fino al 1940 e che il recupero non ebbe inizio prima del 1950. Tuttavia, il recupero totale non mai è avvenuto, infatti soprattutto nella parte meridionale dell'Inghilterra si ritrovano praterie con estensione maggiore ad 1 ha solo in 22 estuari su 155 (Davison e Hughes 1998).

Per quanto riguarda il Mediterraneo, nella parte occidentale le perdite sono stimate tra il 30% e il 40% (Procaccini *et al.*,2003), mentre in quella orientale le perdite sono meno drastiche (Lipkin *et al.*, 2003; Procaccini *et al.*, 2003).

Il progressivo declino delle fanerogame marine è generalmente imputato ad un aumento della torbidità causato da eutrofizzazione e/o attività di costruzione. In alcuni casi, tale declino è di natura meccanica (costruzione di porti, spiagge, bonifiche, sedimenti, eccessive e a volte illegali attività di pesca, ancoraggio, ecc.) o provocato dall'inquinamento (eutrofizzazione, carichi organici, ecc.) (Duarte *et al.*,2006; Ralph *et al.*,2006).

Quando le condizioni ambientali migliorano, il recupero spontaneo delle fanerogame può essere rapido, in particolare quando le perdite risultano localizzate. Ad esempio, in Portogallo, un recupero di *Z. noltii* è stato registrato dopo la diminuzione dei carichi di nutrienti e delle attività di pesca (Cunha *et al.*,2005), mentre in Polonia, *Z. marina* è riuscita a ricolonizzare l'intera area della laguna di Puck, grazie alla costruzione nel 1988 di un impianto di trattamento dei liquami (Schiewer *et al.*, 1999), invertendo la distruzione della prateria che stava scomparendo tra il 1957 e il 1988 a causa di un arricchimento di nutrienti (Kruk-Dowgiallo, 1991). Similmente, nella Baia di Orbetello, in Italia, le fanerogame sono riuscite a ricoprire le aree dalle quali erano scomparse grazie a un miglioramento della qualità dell'acqua (Lenzi *et al.*, 2003).

Le praterie di *Z. marina* sono altamente dinamiche (Den Hartog, 1971) e il loro recupero a volte avviene rapidamente, come mostrato nel Mar Baltico (Frederiksen *et al.*, 2004a,b), nell'Oceano Atlantico (Glemerèc *et al.*, 1997) e nel Mar Mediterraneo (Plus *et al.*, 2003; Olsen *et al.*, 2004).*P. oceanica* invece è una specie che cresce molto lentamente (Marbà *et al.*, 1996; Gonzalez-Correa *et al.*, 2005; Gobert *et al.*, 2006) ed il tempo necessario per ritornare alle condizioni precedenti è veramente lungo. Inoltre, le aree recuperate rimangono vulnerabili, in quanto la capacità e la

velocità di ricolonizzazione dei substrati dipende dalla natura del disturbo iniziale e la scomparsa del disturbo non implica automaticamente l'inizio della ricolonizzazione (Pergent *et al.*, 2012). Così, la forma più efficace di gestione è quella che mira in primo luogo a prevenire la perdita della prateria. Infatti, uno sviluppo costiero sostenibile e un adeguato controllo delle influenze esterne è il mezzo migliore per preservare le praterie di *P. oceanica* e garantire il loro importante ruolo nel mantenimento di un ambiente marino sano (Borum *et al.*, 2004). Una maggiore conservazione e recupero delle praterie di *P. oceanica* è stato osservato a seguito di un trattamento più efficiente delle acque reflue (Jaubert *et al.*, 1999; Pergent-Martini *et al.*, 2002) o dopo il posizionamento di barriere artificiali a protezione delle praterie contro la pesca a strascico (Gonzalez-Correa *et al.*, 2005).

Attualmente, gli episodi di recupero su larga scala sono limitati. Per esempio, dopo il vasto declino che ha colpito le coste settentrionali dell'Oceano Atlantico negli anni '30, non si è registrato alcun recupero nel Mare del Nord (Giensen *et al.*, 1990), mentre un parziale recupero è stato rilevato nel Mar Baltico e lungo le coste atlantiche (Ostenfeld, 1908; Duarte e Sand-Jensen, 1990; Glèmarec *et al.*, 1997; Boström *et al.*, 2003; Frederiksen *et al.*, 2004b; Bernard *et al.*, 2005; Gonzalez-Correa *et al.*, 2005; Duarte *et al.*, 2006). Questi risultati suggeriscono l'esistenza di processi di *feedback* non lineari.

In Europa molti programmi di riforestazione sono stati condotti come compensazione ad un ritardato recupero spontaneo delle fanerogame ed anche a scopo di mitigazione di una costruzione. A Limfjord, in Danimarca, un programma di riforestazione di *Z. marina* su larga scala è stato condotto per ripristinare i valori naturali dopo la riduzione del carico di nutrienti. Delle varie tecniche testate solo le *patch* più grandi di 0,20x0,20m sono state in grado di superare la stagione invernale; esse crebbero di 25 volte rispetto alla loro grandezza originale durante i primi due anni. Le riforestazioni primaverili hanno avuto più successo rispetto a quelle estive ed autunnali. La dispersione dei semi non ha avuto successo a causa della scarsa germinazione in campo, contrariamente alle prove di laboratorio (Christensen *et al.*, 1995; Balestri *et al.*, 1998b).

Nel Mare del Nord, durante gli anni '70 è stata osservata la scomparsa delle praterie di *Z. marina* e *Z. noltii* della parte occidentale. In seguito a ciò, a partire dal 1987, sono stati attuati programmi di reintroduzione di fanerogame marine, principalmente *Z. marina* (Giensen *et al.*, 1990; van Katwijk *et al.*, 2000; Bos e van Katwijk, 2007). Nell'ambito di tali programmi, alcune indagini condotte sulle caratteristiche degli habitat richiesti hanno rivelato che, nel Mare di Wadden, le aree marine riparate, con solo una piccola influenza di acqua fredda, si sono dimostrate più idonee alla riforestazione (van Katwijk *et al.*, 1999, 2000; van Katwijk e Wijgergangs, 2004). Inoltre, test di idoneità delle popolazioni donatrici di frammenti di fanerogame hanno indicato che le popolazioni più vicine all'area da ripristinare hanno maggiori probabilità di successo di quelle lontane (van Katwijk *et al.*, 1998).

Negli anni '70, nel Regno Unito è stata attuata una riforestazione di *Z. noltii* come opera mitigatrice alla costruzione di un aeroporto (Ranwell *et al.*, 1974; Boorman e Ranwell, 1977). Nella Baia di Montego, in Portogallo, sono state condotte delle riforestazioni sperimentali con talee di *Z. noltii* per testare la stagione più adatta per il restauro. A differenza delle località più settentrionali d'Europa, l'autunno o l'inverno sono stati preferiti alla primavera o all'estate (Martins *et al.*, 2005).

In Mediterraneo, durante gli anni '70 e '80 a Beaulieu, Martigues e Toulon, in Francia (Meinesz *et*

al., 1990; Boudouresque *et al.*, 2006), e nella laguna di Venezia (Curiel *et al.*, 1994; Rismondo *et al.*, 1995) sono stati effettuati interventi di trapianto di *Z. noltii* usando delle zolle. In molti lavori sono state, invece, usate talee attaccate a griglie ed i risultati variano a seconda del tipo di talee utilizzate (Molenaar *et al.*, 1993; Molenaar e Meinesz, 1995), della stagione (Meinesz *et al.*, 1992; Boudouresque *et al.*, 2006) e della profondità di trapianto (Genot *et al.*, 1994). Nella laguna di Venezia i trapianti di *Z. marina* e *C. nodosa* sono stati condotti comparando il metodo a “radici nude” con quello a “zolle”. Dopo due stagioni di crescita, la copertura ottenuta usando il metodo delle talee è stata quasi uguale a quella ottenuta con la tecnica a “zolle” (Curiel *et al.*, 2005).

Il recupero delle fanerogame in Europa è stato possibile soprattutto su scala locale, in particolare per le specie a crescita lenta come *P. oceanica*. I declini su larga scala possono essere irreversibili per due ragioni. In primo luogo, le fanerogame modificano notevolmente il loro ambiente, e una volta scomparse le condizioni possono diventare invivibili al punto che solo sforzi su larga scala possono superare i problemi legati all'erosione e alla torbidità (Bouma *et al.*, 2005; Van der Heide *et al.*, 2006). In secondo luogo, l'eutrofizzazione e il carico organico riversato in acqua possono aver alterato sia il sedimento che le proprietà della colonna d'acqua.

Oceania

L'Australia e l'area Indo-ovest del Pacifico hanno una flora di fanerogame caratterizzate in molti luoghi da praterie miste che includono generi quali *Cymodocea*, *Thalassia*, *Enhalus*, *Syringodium* e *Halodule* (Larkum e Den Hartog, 1989). Grazie allo sviluppo latitudinale, in tali aree sono presenti notevoli quantità di fanerogame tipiche degli ambienti tropicali e di zone temperate, dominate in particolar modo da praterie di *Posidonia* e *Amphibolis spp.* in Australia e *Zostera* in Giappone e Cina (Green e Short, 2003). Mentre gli sforzi per il ripristino delle fanerogame sono affermati in Australia, la maggior parte dei paesi dell'area Indo-ovest del Pacifico non sono in grado di affrontare seriamente i problemi su larga scala per il ripristino dell'habitat. Numerosi rapporti hanno identificato un problema relativo al degrado, in particolare nelle zone ad alta densità di popolazione, cosicché l'impatto umano, compresa la deforestazione, l'estrazione mineraria e l'agricoltura forniscono un serio pericolo per queste zone. I progetti finalizzati alla conservazione e valorizzazione delle fanerogame marine sono ostacolati da una serie di fattori. Il primo tra questi è una scarsa conoscenza della distribuzione e dello stato degli habitat a fanerogame marine, in gran parte causato dalla mancanza di un monitoraggio e di mappe precise, aggravata dalla torbidità elevata in molte aree tropicali costiere che impedisce l'efficacia della fotografia aerea. Dunque la mappatura dettagliata effettuata in alcune parti dell'Australia non è realizzabile in molte altre parti della regione. Il secondo fattore importante è la povertà vissuta dalla gran parte delle popolazioni costiere del sud-est asiatico e delle isole del Pacifico, la cui unica fonte di reddito e sopravvivenza deriva spesso dalla pesca, pertanto l'urgenza di ottenere cibo lascia poca energia o risorse alla tutela ambientale.

Un certo numero di autori, negli ultimi due decenni, ha esaminato gli sforzi previsti per la riforestazione delle piante acquatiche in Australia (Kirkman, 1989, 1992, 1997, 1998; Gordon, 1996; Lord *et al.*, 1999; Seddon, 2004). Questi lavori hanno portato allo sviluppo, in alcuni luoghi, di linee guida per la protezione e il ripristino degli habitat previsti per la pesca (Hopkins *et al.*, 1998; Western Australian Environmental Protection Authority, 2004). Nonostante le notevoli perdite di habitat di fanerogame marine in gran parte delle coste dell'Australia per cause naturali o indotte

dall'uomo, le tecniche di riforestazione non sono state prese in considerazione fino alla fine del 1980, anno in cui si è deciso di ripristinare le aree del Queensland, New South Wales, Victoria, Western Australia (Paling e van Keulen, 2002) e più recentemente South Australia. Gli esperimenti di ripristino delle fanerogame fino ad oggi includono prove di trapianto utilizzando piante mature, nonché semi e germogli, per il miglioramento di habitat degradati, e l'aggiunta di stimolatori della crescita delle piante, compresi fertilizzanti e ormoni, per favorire il ritorno ad una condizione naturale delle fanerogame marine.

Per il restauro delle fanerogame sono state utilizzate inizialmente tecniche comuni a quelle degli Stati Uniti e dell'Europa, ma queste hanno avuto scarso successo in quanto in tali paesi le condizioni di crescita prevedevano un ambiente riparato, a differenza degli habitat australiani in cui le fanerogame crescono in mare aperto, soggette dunque al moto ondoso oceanico. L'elevata energia delle onde nell'Australia fa sì che la sopravvivenza delle piantine sia a rischio, a meno che non si usino maglie di protezione che migliorino l'attecchimento al sedimento fino alla loro completa stabilizzazione. In tale contesto, per contrastare il moto ondoso oceanico, inizialmente è stata utilizzata la tecnica denominata "plug" (PU), che prevede il prelievo delle fanerogame con radici e sedimento (unità di impianto) attraverso l'utilizzo di un tubo, questa tecnica ha dimostrato che l'aumento delle dimensioni di PU migliora la loro sopravvivenza, apparentemente a causa di una maggiore stabilità contro il moto ondoso (van Keulen *et al.*, 2003). Successivamente vi è stato lo sviluppo della tecnica meccanica ECOSUB capace di trapianti PU molto grandi. In particolare, il macchinario per il trapianto meccanizzato delle fanerogame marine è in grado di prelevare dal sito donatore blocchi di *matte* aventi una superficie di 0,25m² o di 0,55 m² in relazione al modello e di trapiantarli direttamente nel sito ricevente (Paling *et al.*, 2001a), Tale tecnica riduce lo stress della pianta, che resta ancorata al suo substrato naturale (*matte*), ed è particolarmente adatta per gli ambienti ad alto idrodinamismo. Nelle acque più riparate, sono ancora utilizzate le tradizionali tecniche di trapianto manuale.

Riguardo alla Nuova Zelanda, vi è una notevole preoccupazione per il crescente declino delle praterie di fanerogame marine, ma nonostante questo, pochi studi sono stati effettuati per migliorare la situazione. Prove di trapianto utilizzandotalee, picchetti e zolle di 1 m² di *Zostera novazelandica* Setchell, nel porto di Manukau nel 1993 hanno dimostrato che i trapianti riuscivano a sopravvivere fino all'inizio dell'inverno, periodo nel quale il moto ondoso è eccessivo per un'adeguata crescita (Paling *et al.*, 2009). La causa del declino è dovuta principalmente alla notevole sedimentazione dell'unità di impianto (Turner, 1995). È stata proposta pertanto una completa gestione delle fanerogame in Nuova Zelanda che sottolinei la priorità per un'adeguata conservazione (Turner e Schwarz, 2006).

Sud-Est Asiatico

Il ruolo svolto dalle fanerogame marine come aree di nursery nei confronti dei giovanili di molte specie ittiche, ha portato nel settore della pesca locale di tutto il Sud-Est asiatico, ad una crescente consapevolezza dell'importanza di tali ecosistemi; infatti, intorno al 1980, il governo delle Filippine ha richiesto l'assistenza della "Food and Agriculture Organization" (FAO) delle Nazioni Unite per valutare la possibilità di ripristinare le fanerogame marine in quest'area (Thorhaug, 1987). E' stato avviato un programma sperimentale di trapianto attraverso l'utilizzo di talee con e senza sedimento, delle fanerogame presenti e dei semi di *Enhalus*. Il trapianto è stato effettuato in aree soggette a una

serie di impatti umani, quali dragaggio e inquinamento causato da scarichi fognari ed effluenti termici. Tutte le specie hanno mostrato un moderato successo nei programmi di ripristino, con le migliori *performance* del genere *Enhalus*, anche se i generi *Halodule*, *Cymodocea* e *Syringodium* hanno mostrato una buona diffusione. Tra le tecniche utilizzate, le talee con sedimento hanno avuto maggior successo, e le aree precedentemente dragate hanno mostrato il miglior risultato per la sopravvivenza nel reimpianto di tali specie (Thorhaug, 1987). Fortes (1990) ha constatato che, per questi paesi, in cui la povertà è un grande fattore limitante, pensare di concentrarsi sul recupero ambientale sia un lusso non di poco conto. Per combattere questi problemi, un recente programma UNEP / GEF ha stabilito una serie di siti di habitat dimostrativi in tutta la regione, con l'intento di mettere in atto pratiche sostenibili di gestione ambientale e invertire così il degrado (UNEP, 2004). Sono stati selezionati quattro siti, ognuno dei quali caratterizzato dall'abbondanza di una particolare fanerogama marina, situati a Bolinao (Filippine), Est Bintan (Indonesia) e Kampot (Cambogia). Gli obiettivi del progetto comprendono il controllo degli impatti per le praterie e il recupero delle aree degradate all'interno dei siti dimostrativi, nonché un'educazione sanitaria per sensibilizzare la comunità alla preservazione dei siti in tutta la regione orientale e del sud-est asiatico (Fortes *et al.*, 2006).

A Singapore, invece, sono state utilizzate piante artificiali per fornire un habitat in aree degradate (Talbot e Wilkinson, 2001). Queste risultano essere efficaci nell'offrire un habitat riparato per gli organismi bentonici, migliorando così il recupero dei sistemi degradati. Programmi di riforestazione con fanerogame marine artificiali simili sono stati intrapresi anche nelle Filippine, al fine di migliorare la produzione della pesca (Fortes, 1988). Comunque il trapianto di piante artificiali viene considerato per fornire una soluzione a breve termine. La maggior parte delle fanerogame lungo la costa coreana, soprattutto *Z. marina*, è stata persa a causa di disturbi di origine antropica sin dal 1970, ma attualmente non esiste un programma di ripristino in atto. Una recente ricerca è stata condotta per mettere a confronto diverse tecniche: i picchetti, il *TERFS* (Transplanting Eelgrass Remotely with Frame Systems) e i gusci di ostriche; questo confronto avviene in diversi momenti dell'anno e con diversi tipi di disedimento (Park e Lee, 2007). Gli autori hanno notato che il trapianto con il picchetto ha dato un buon successo, ma tale tecnica risulta particolarmente costosa se paragonata agli altri due metodi, *TERFS* e gusci di ostriche, che non richiedono immersione (Short *et al.*, 2002). Le alte temperature sembrano avere un forte effetto negativo sulla sopravvivenza delle talee (Paling *et al.*, 2009).

Cina e Giappone

Grazie al loro sviluppo latitudinale, le coste di Cina e Giappone sono popolate da notevoli quantità di fanerogame tipiche degli ambienti tropicali e di zone temperate, dominate in particolar modo da praterie di *Zostera* spp. (Green e Short, 2003). Durante il recente sviluppo del nuovo Aeroporto Internazionale di Hong Kong, sono stati effettuati alcuni tentativi di trapianto di *Zoostera japonica*, che risultava a rischio per la sedimentazione causata dal processo di bonifica a San Tau Beach. Solo i trapianti nei siti di San Tau hanno avuto successo, le altre aree selezionate non erano idonee al trapianto a seguito della bonifica e dell'eccessivo sviluppo costiero (Fong, 1999).

È stato proposto, dalla UNEP/GEF, un ulteriore sito nei pressi di Hepu, nel sud della Cina, come parte di un programma di gestione dell'ambiente marino, con l'intenzione di migliorare non soltanto la comunità locale, ma soprattutto la consapevolezza del governo sull'importanza delle comunità a

fanerogame (UNEP, 2006).

Sono stati effettuati numerosi tentativi su larga scala sulla costa giapponese, al fine di evitare la regressione delle praterie, in particolare migliorando la germinazione e la crescita delle talee utilizzando un “sowing sheet” (foglio da semina), ovvero una stuoia utile per la protezione del sedimento al fine di favorire l'attecchimento dei semi e delle piantine nelle fasi iniziali della crescita. Dopo 2 anni di monitoraggi i risultati sono apparsi positivi, anche se si è ipotizzato che l'utilizzo di una stuoia più spessa potesse risultare migliore per la perforazione del substrato da parte delle radici (Yoshida *et al.*, 2001).

È stato condotto un trapianto sperimentale di fanerogame in Giappone, nei pressi di Awase Flat, Okinawa, con lo scopo di mitigare le attività di scarico in queste zone costiere, effettuando un impianto di grandi blocchi di praterie. Tale esperimento non ha avuto buon fine a causa dell'elevata energia delle onde sul sedimento, che ha causato il soffocamento progressivo delle praterie.

Più recentemente, è stato ideato un tappetino, al fine di fornire un supporto stabile per i semi di *Zoostera* e favorire la germinazione delle piantine (Taisei Corporation, 2006). I risultati degli studi hanno indicato che il restauro sarebbe possibile nella baia di Tokyo, in cui i flussi di marea e l'esposizione al moto ondoso sono sufficienti a garantire una corretta crescita (Nakamura, 2005).

Stati Uniti

Ci sono circa 12 specie di fanerogame nel Nord America che formano habitat sostanzialmente in tutti gli stati costieri, tranne in Georgia e South Carolina.

La crescita di *Z. marina* si verifica specialmente nelle zone temperate, insieme a *Ruppia maritima*, che sembra essere ubiquitaria. Sulla costa occidentale, *Phyllospadix spp.* è presente soprattutto nelle zone rocciose, insieme a *Z. japonica*. Nel sud-est e nel Golfo del Messico, *Thalassia testudinum* forma addensamenti estesi, insieme a *Syringodium. filiforme*, *Halodule wrightii* e 4 specie di *Halophila*.

Le fanerogame marine sono sempre state utilizzate dai nativi americani, fino agli inizi del ventesimo secolo. Più recentemente, le praterie sono solo state valutate per il loro ruolo nel sostentamento degli uccelli acquatici e della pesca. Anche se riconosciuti per il loro ruolo funzionale nell'ecologia fin dal 1920 sulla costa orientale, studi quantitativi non sono iniziati prima del 1970. Da allora, le pubblicazioni sulle fanerogame marine sono cresciute esponenzialmente.

La correlazione tra il declino delle fanerogame e l'impatto umano è nota da più di un decennio (Short e Burdick, 1996). Perdite su larga scala sono state documentate in varie zone costiere degli Stati Uniti: a Chesapeake Bay (Orth e Moore, 1981); nel Golfo del Messico (Livingston, 1987); a Tampa Bay, dove si è registrata una riduzione della prateria di oltre il 50% (Haddad, 1989); a Sarasota Bay (35% prateria perduta); a Charlotte Harbour in Florida (29%); lungo le coste del Mississippi (76%) (Eleuterius, 1987); nella baia di Galveston in Texas (90%) (Pulich e White, 1991); a Puget Sound, a San Francisco e San Diego sono state registrate perdite intorno al 90% (Thom e Hallum, 1991; Kitting e Wyllie-Echeverria, 1992). La scomparsa di fanerogame marine a causa di attività di dragaggio è stata significativa, anche se gli impatti diretti da ormeggi e dalle eliche di imbarcazioni (Sargent *et al.*, 1995) sono una delle principali cause, insieme alla raccolta di capesante e alle pratiche di pesca di altri molluschi e granchi.

1.3 - Tecniche di trapianto nel mondo

Qualunque tecnica di trapianto prevede delle operazioni preliminari che riguardano il prelievo del materiale vegetale e la conservazione dello stesso in attesa del trapianto, al fine di riuscire a regolare il rapporto tra perdita e formazione di nuovi rizomi per avere una crescita netta della prateria impiantata. Per raggiungere quest'obiettivo, durante le operazioni di prelievo è importante assicurare la presenza dei meristemi apicali nelle singole piantine per unità d'impianto (PU), così da garantire una fonte di nuovi germogli e di crescita orizzontale, che permette la colonizzazione di nuove aree. Laddove possibile, il numero di rizomi più corti su un rizoma più lungo deve essere massimizzato. Fonseca *et al.* (1987) hanno utilizzato una media di 2,6 rizomi brevi per ogni rizoma più lungo (rizoma orizzontale con diversi rizomi corti). È necessario che le piante siano raccolte e piantate lo stesso giorno.

Nelle operazioni di conservazione delle piante in attesa del trapianto, bisogna tener conto che qualsiasi incidente può ulteriormente inibire la capacità fotosintetica delle fanerogame per periodi prolungati anche dopo il trapianto. Le fanerogame marine sono molto fragili, poiché si sono evolute in un mezzo fluido che fornisce il supporto per la loro struttura. Quando sono fuori dall'acqua, sono molto sensibili ai danni fisici. Per garantire il successo del trapianto, è fondamentale che tali piante siano trattate con delicatezza e tenute bagnate poiché hanno ben poca resistenza al disseccamento. In un giorno arioso e soleggiato, infatti le piante lasciate fuori dall'acqua all'aria aperta possono riportare danni permanenti alle foglie con perdita di efficienza fotosintetica entro 1-2 ore. Le talee devono essere conservati a temperatura ambiente e acqua di mare. Essi possono essere coperti con un panno imbevuto di acqua di mare, per brevi periodi, se è necessario per il trasporto. L'impilamento delle piante su loro stesse dovrebbe essere minimizzato. Anche se appaiono robuste, è facile che riportino ferite o si spezzino.

Per quanto riguarda le vere operazioni di trapianto, le tecniche d'impianto possono essere divise in relazione all'utilizzo di operatori subacquei che trapiantano le fanerogame marine manualmente o assistiti da mezzi meccanici. In entrambi i casi, una volta che l'area d'impianto è stata selezionata, questa deve essere chiaramente delimitata così che i suoi confini siano visibili dalla superficie (ad esempio: pali, boe).

L'efficienza della sperimentazione in genere migliora con l'utilizzo di personale competente. Tuttavia, quando si rende necessario l'utilizzo di subacquei, nascono molti problemi logistici e di sicurezza (Fonseca *et al.*, 1998) (figura 1.1). Salari più elevati associati alle immersioni aumentano significativamente i costi dell'impianto a volte di un ordine di grandezza. Fonseca *et al.* (1998) hanno eseguito un attento esame al ruolo del personale e all'uso di volontari nel lavoro. Gli stessi autori suggeriscono un minimo di 7 persone per l'impianto di talee in zone intertidali (1 coordinatore del progetto e 6 operatori) e un minimo di 9 persone per impianti subtidali (1 coordinatore, 4 operatori a terra e 4 subacquei). Meno persone sono state necessarie per piantare le zolle. Per quanto riguarda i volontari, essi rilevano che spesso perdono interesse in quanto il lavoro è noioso e ripetitivo. Il personale retribuito è risultato quindi essere spesso più conveniente.



Figura 1.1- Subacquei durante una delle prime sperimentazioni di trapianto di *Z. marina*

1.4 - Tecniche di trapianto con operatore subacqueo

Plug Method

Il metodo prevede che le fanerogame vengano raccolte con il relativo sedimento grazie all'ausilio di un tubo (Robilliard e Porter, 1976). I rizomi, all'interno del tubo, vengono trasportati dalla prateria donatrice al sito d'impianto. Il tubo (di solito in PVC di 4-6 cm di diametro, figura 1.2) è inserito nel sedimento e viene quindi tappato nella parte superiore in modo che quando il tubo viene estratto dal sedimento all'interno rimangono le fanerogame con i relativi sedimenti. Un altro tappo è posto nell'apertura inferiore per evitare di perdere i rizomi durante il trasporto. Un altro foro deve essere fatto nel sito d'impianto per ospitare il nuovo rizoma. Per il posizionamento del rizoma, il coperchio inferiore viene rimosso dal tubo, che viene quindi inserito nel sedimento. Il tappo superiore è poi rimosso, lasciando scivolare il rizoma dal tubo nel substrato. Questo metodo è stato ampiamente utilizzato e per la maggior parte delle specie con buoni risultati. L'uso di tubi richiede che la massa di sedimento-radici deve essere sufficientemente coesa in modo che rimanga nel tubo quando il rizoma viene estratto dal fondo. La capacità di mantenere un rizoma nel tubo varia in modo inversamente proporzionale alla dimensione delle particelle e del diametro del rizoma (Fonseca *et al.*, 1998).

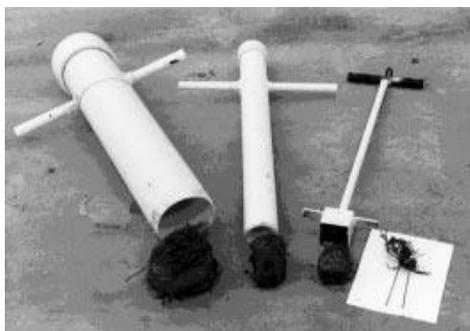


Figura 1.2 - Tubi usati nel *Plug Method*

Staple Method

Questo metodo risale al 1970 e prevede che le fanerogame siano prelevate dal sito donatore con

delle pale (Derrenbacker e Lewis, 1982; Fonseca *et al.*, 1998). Successivamente, il sedimento in eccesso viene rimosso scuotendo radici e rizomi che vengono poi collocati in vasche soggette ad un continuo ricambio di acqua di mare.

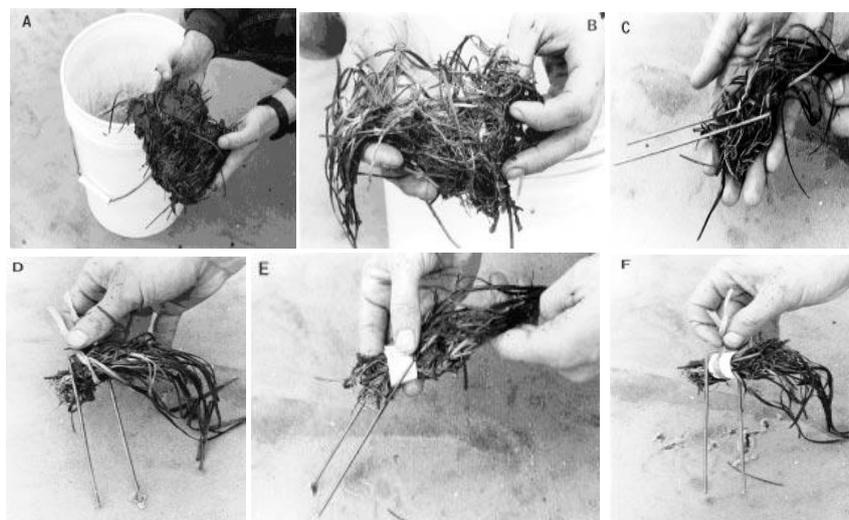
Gruppi di piante sono poi uniti con graffette metalliche infilando la porzione di radice-rizoma sotto la curvatura della graffetta e sono tenute unite con un fiocco fatto in materiale biodegradabile. Le graffette sono inserite nel sedimento in modo che le radici e i rizomi siano sepolti quasi parallelamente alla superficie dei sedimenti, come si verifica in natura (figura 1.3). Allentando il sedimento con un coltello da immersione si facilita l'inclusione delle radici nel sedimento. Se legati alle graffette, questi impianti riescono a resistere ad una velocità di marea di circa 50 cm/sec. Nelle zone riparate, i gruppi di piante possono essere legati senza utilizzare le graffette.

Secondo dei test effettuati, il metodo richiede 1,91-2,07 minuti di lavoro per unità. Alcune critiche sono state mosse per l'uso di graffette metalliche, perché queste si ossidano lasciando due pezzi potenzialmente taglienti di metallo nel substrato. L'aspetto positivo di questo metodo è che la graffetta può essere sostituita con qualunque altro materiale biodegradabile, l'importante è che tenga la pianta stabilmente ancorata al sedimento (Fonseca *et al.*, 1998).

Peat Pot Method

Fonseca *et al.* (1998) hanno modificato il metodo di Robilliard e Porter (1976), permettendo una riduzione del costo per unità d'impianto (1,21-1,49 minuti di lavoro per unità di elaborazione), nonostante le notevoli quantità di sedimento spostate con le piante. Il metodo prevede l'utilizzo di una comune pala da giardinaggio per l'estrazione di porzioni di sedimento con i rizomi, ridotte alle dimensioni di 3x3 pollici e inserite in vasi di torba. Vengono quindi creati dei fori nel sito d'impianto per inserire i vasi. Una volta inseriti nel nuovo substrato, i lati del vaso di torba vengono rimossi, permettendo così la crescita delle radici (figura 1.4).

Questo nuovo processo ha abbreviato il periodo di tempo in cui le piante rimangono fuori del loro ambiente e diminuito così il livello di stress, rendendo maggiore il successo del trapianto.



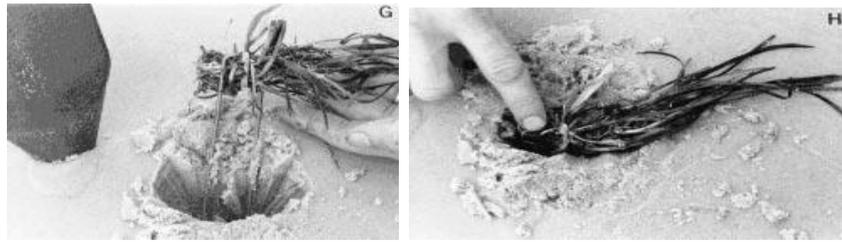


Figura 1.3 - Sequenza di passaggi dello *Staple Method*

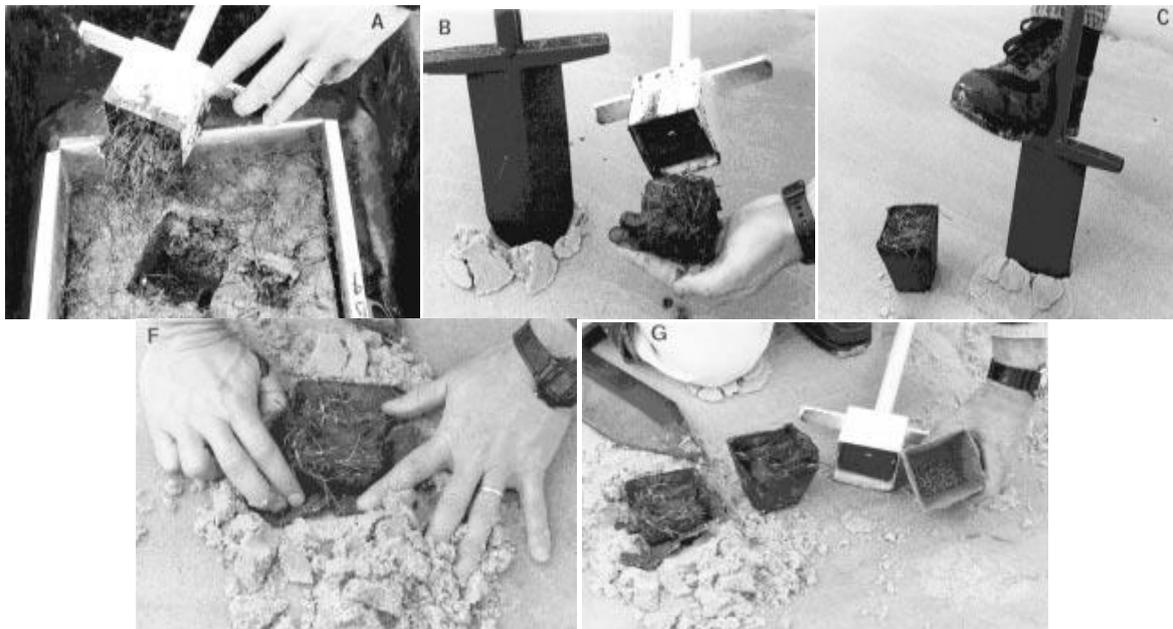


Figura 1.4 - Sequenza dei passaggi del *Peat Pot Method*

TERFS (Transplanting Eelgrass Remotely with Frame Systems)

Il TERFS è una modifica dello *Staple method*. I rizomi vengono legati con carta biodegradabile ad un telaio metallico che viene calato in acqua fino a toccare il fondo. Quando i rizomi hanno attecchito formando le radici e le fascette di carta si sono disciolte, vengono recuperate le cornici in metallo.

Il TERFS, visti i materiali con cui è realizzato, permette di affrontare con successo due problemi potenziali di un impianto: il rilascio di contaminanti (ad esempio, PCB) e i rischi di bioturbazione. Infatti, poiché le piante sono fissate al telaio con le fascette di carta biodegradabile, il telaio può essere recuperato dopo un tempo adeguato che permette il naturale radicamento, lasciando le piante nel sedimento ed evitando l'accumulo di contaminanti (figure 1.5, 1.6, 1.7) (Short *et al.*, 2006).

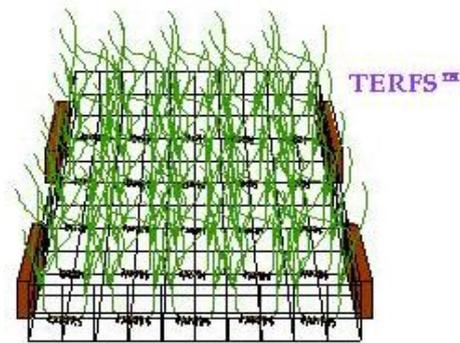


Figura 1.5 - Griglia usata per il *TERFS*



Figura 1.6 - *TERFS* appena posizionate sul sedimento



Figura 1.7 - *Patch* create con *TERFS*, un anno dopo il trapianto

Tecnica della conchiglia (Shell Method)

Questa tecnica è stata sperimentata in Korea per il trapianto di *Z. marina* e prevede l'utilizzo di gusci di ostriche come sistemi di ancoraggio (Park e Lee, 2007). Vengono usati gusci di ostrica con un peso maggiore di 10 g. In ogni guscio vengono fatti due fori di 5 e 7 mm in cui viene inserito un rizoma di *Z. marina* per incavo, creando così un'unica unità d'impianto. Il diametro dei fori può essere comunque cambiato in relazione alla dimensione dei rizomi della prateria donatrice. Le unità di trapianto (conchiglia con 2 rizomi) vengono poi conservate in grandi contenitori con acqua di mare e sparse nel sito di impianto direttamente dalla barca. Le conchiglie, avendo galleggiabilità negativa, si dispongono direttamente sul fondo (figura 1.8).

Questa tecnica non necessita di operatori subacquei per ancorare i rizomi ai sedimenti, riducendo così i costi e la manodopera necessari per il ripristino di praterie danneggiate. Con una stima approssimativa, il metodo *Shell* riduce i costi per il trapianto del 50-70% rispetto al *TERFS*.



Figura 1.8 - Rizomi di *Z. marina* trapiantati col metodo della conchiglia.

Inoltre, piantare con il metodo *Shell* è 3-5 volte più veloce dei metodi tradizionali (come per esempio il *TERFS*). Poiché questa tecnica non richiede l'immersione di operatori subacquei per il posizionamento delle unità d'impianto risulta adatta per il trapianto in aree contaminate, operazione che altrimenti potrebbe aumentare notevolmente i costi e la sicurezza. Infine, dato che le conchiglie sono gusci di ostriche di origine marina, questa tecnica non lascia materiali pericolosi dopo il trapianto, eliminando così la necessità di recuperare i dispositivi di ancoraggio. La sopravvivenza dei trapianti ha raggiunto tassi comparabili a quelli ottenuti utilizzando tecniche di trapianto precedentemente sviluppate, ma richiede meno risorse. Pertanto, il metodo con la conchiglia è un metodo efficace per il trapianto di fanerogame in aree a ridotto idrodinamismo, e potrebbe essere utilizzato nelle strategie di ripristino di tutto il mondo.

PTS

Questa tecnica è stata sperimentata per il trapianto di *Phyllospadix japonicus* sulle coste meridionali tipicamente rocciose della penisola coreana (Park e Lee, 2010). Il *PTS* è una struttura di circa 250 kg costruita con cemento, sabbia e acqua in rapporto di 4:5:1, e poi situata in prossimità della zona di trapianto per sei mesi in modo da annullare la potenziale tossicità del cemento. Nella parte concava superiore del *PTS*, vengono fissate complessivamente 40 viti di ferro alla distanza di 7 cm l'una dall'altra. I rizomi da trapiantare vengono agganciati alle viti di ferro con un elastico in lattice, solitamente usato in ortodonzia (5 rizomi per ogni vite, figura 1.9).

Holbrook *et al.* (2002) hanno tentato il trapianto di piantine di *Phyllospadix* con strutture artificiali, ma la maggior parte delle piantine è scomparsa entro 4 mesi. Bull *et al.* (2004) hanno usato resina

epossidica marina (Z-Spar A788) per legare i rizomi ai substrati rocciosi, ma i tassi di sopravvivenza dei trapianti sono risultati molto variabili. Al contrario, quasi tutti i trapianti con *PTS* hanno mostrato che la densità dei rizomi aumenta gradualmente durante tutto il periodo di studio. Le unità d'impianto sono rigidamente fissate alle viti con elastici e sono inoltre poste sul lato concavo della struttura, di conseguenza le radici avventizie, derivanti dal rizoma, assicurano il trapianto al *PTS*. Inoltre, le parti vincolate dei trapianti vengono coperte dalla parte convessa della struttura e dalla sabbia, e quindi non possono essere colpite direttamente dalla turbolenza della corrente. Questo è importante soprattutto alla luce del fatto che l'80% dei trapianti di fanerogame viene perso in relazione al sistema di ancoraggio (Meinesz *et al.*, 1993)

Nelle prime sperimentazioni, il tempo per la creazione di trapianti di *P. japonicus* sembrava essere più lungo che per altre specie di fanerogame. *Z. marina*, ad esempio, di solito colonizza nuove aree entro 4 mesi (Fonseca *et al.*, 1994; Lee e Park, 2008). La maggior parte delle piante marine che crescono sui fondali molli dispone di riserve di carbonio adeguate, nei tessuti ipogei di sostegno, riservate alla domanda di carbonio necessario per il ripristino (Zimmerman *et al.*, 1995). Tuttavia, *P. japonicus* non può riallocare le riserve di carbonio, utili al ripristino, nei tessuti del rizoma, perché la funzione essenziale dei suoi tessuti ipogei è soltanto di ancoraggio (Stewart, 1989; Terrados e Williams, 1997). Così, i trapianti possono richiedere un tempo maggiore per stabilizzarsi rispetto ad altre fanerogame marine che crescono su substrati non consolidati.

Anche se sono fanerogame marine a crescita lenta (Turner, 1985; Stewart, 1989), in diverse sperimentazioni con il *PTS* è stato rilevato circa il 30% di aumento della densità di rizomi senza perdita iniziale e 50 mm di allungamento del rizoma nei trapianti di *P. japonicus*, 2 anni dopo il trapianto. Pertanto, il trapianto utilizzando questa struttura artificiale subacquea, *PTS*, può essere un approccio efficace per il ripristino dell'habitat di *P. japonicus*.

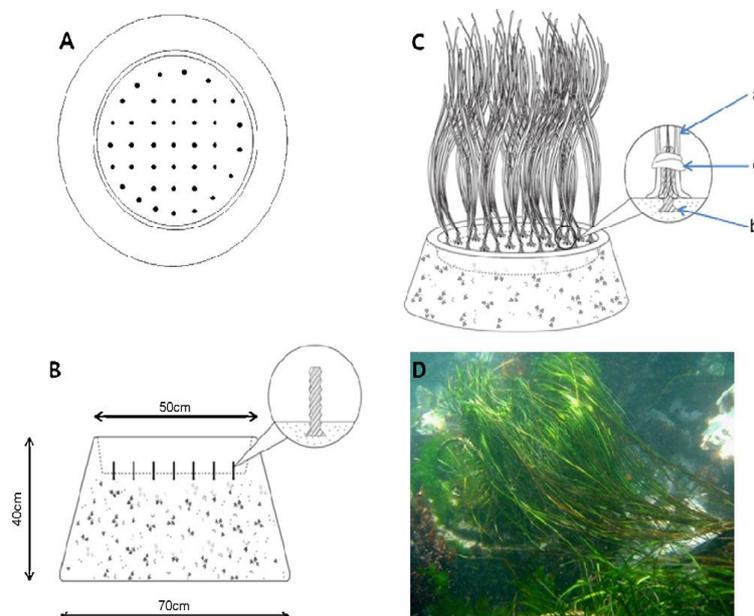


Figura 1.9 - Sistema di Trapianto per Phyllospadix (PTS). Vista dall'alto (A), laterale (B), schematica (C) della struttura, *P. japonicus* attaccato al PTS (D). Nella figura C: cinque trapianti di *P. japonicus* (a) sono stati legati insieme nella parte inferiore ad una vite (b) con lattice elastico usato in ortodonzia (c).

1.5 - Tecniche di trapianto con mezzo meccanico

Ecosub

In questi ultimi anni in Australia è stato messo a punto un macchinario per il trapianto meccanico delle fanerogame (ECOSUBI; figure 1.10, 1.11) capace di prelevare dal sito donatore blocchi di *matte* aventi una superficie di 0,25m² (50x50cm) ed un'altezza di 40cm, e di trapiantarli direttamente nel sito ricevente (Paling *et al.*, 2001a).

ECOSUBI è una macchina di 5 m di lunghezza, 3 m larghezza e 2,7 m di altezza con da quattro ruote per un peso totale di circa 4 tonnellate. La macchina è alimentata idraulicamente da una barca-madre ed è gestita da tre subacquei. Ecosub I è dotato di una testa vibrante con denti di taglio che permette il prelievo, in circa 10 minuti, di una zolla di fanerogame marine comprensiva di foglie, radici e sedimento (Lord *et al.*, 1999). La macchina prima di essere spostata sul sito ricevente può prelevare ed immagazzinare almeno 9 zolle complete, a pieno regime la macchina è in grado di trapiantare 100/120 zolle al mese (DALSE 2003). Su Ecosub I nel 1999 sono state apportate delle modifiche ed è stato sviluppato un nuovo modello detto ECOSUBII. Questa versione consisteva di 3 moduli indipendenti uno per il prelievo del materiale, uno per il trapianto del materiale e l'altro che faceva da spola tra sito donatore e sito ricevente. Inoltre ECOSUB II è in grado di prelevare zolle di maggiori dimensioni circa 0,55m² (DALSE 2003).L'aggiunta di una terza unità ha permesso di aumentare notevolmente il numero di zolle che potrebbero essere trapiantate al giorno. In condizioni ideali, Ecosub II potrebbe raggiungere una produzione massima di 16 zolle/giorno (equivalente all'attività svolta da 32 Ecosub I/giorno) equivalente a circa 10m²/giorno (DALSE 2003).

I risultati ottenuti grazie a questo metodo sono positivi: su 1.500 blocchi di *P. sinuosa* e *P. coriacea* trapiantati nel 1996, sono stati ottenuti tassi di sopravvivenza stimati attorno al 76,8% dopo tre anni. Tale tecnica riduce lo stress della pianta, che resta ancorata al suo substrato naturale (*matte*), ed è particolarmente adatta per gli ambienti ad alto idrodinamismo. Tuttavia in alcuni casi il sito donatore subisce un impatto, il cui recupero è stato stimato in circa un anno e mezzo (Lord, 2005). Zolle di *Amphibolis griffithii* che sono state trapiantate con i macchinari ECOSUB in ambiente oceanico esposto, hanno mostrato un tasso di sopravvivenza del 44,3%, molto inferiore a quello di *Posidonia spp.* che è stata trapiantata con questi stessi macchinari. Questo minore tasso di sopravvivenza sembra essere legato alla struttura morfologica della fanerogama (Paling *et al.*, 2001b).



Figura 1.10 - Trasporto di due ECOSUB1 (a sinistra) e prelievo di blocchi di *Amphibolis antarctica* dal sito donatore (a destra).



Figura 1.11 - ECOSUB1 pronto ad entrare in acqua.

GUTS (Giga Unit Transplant System)

In recenti esperimenti è stata esaminata la sopravvivenza e l'espansione delle grandi unità di fanerogame trapiantate utilizzando una barca d'impianto meccanizzata (Giga Transplant Unit System; *GUTS*) (Uhrin *et al.*, 2008). Il *GUTS*, di proprietà e gestito da Seagrass Recovery, Inc., Ruskin, Florida, Stati Uniti, è composto da una benna con un comando idraulico montato su una versione modificata di pontone (7,3 m di lunghezza; figura 1.12) ed in grado di raccogliere zolle di fanerogame da 1,5 m di lunghezza, 31,2 m di larghezza e 30,3 m di profondità. La benna comprende una serie di ganasce primarie e secondarie (figura 1.13).

Durante la raccolta, i bordi d'attacco delle ganasce primarie penetrano il substrato e raccolgono una zolla di fanerogame, mentre le secondarie (contrappesi) rimangono passive. La zolla è tenuta all'interno e resta sospesa sopra la superficie dell'acqua durante il trasporto al sito di trapianto.

Ogni metà delle ganasce primarie è dotata di un apparato che assiste nella distribuzione dell'unità di trapianto. Durante il trapianto, la seconda serie di ganasce taglia il sedimento, con la creazione di una depressione, appena la benna si apre, facilitando così la deposizione della zolla. Per ridurre l'essiccazione delle fanerogame durante il trasporto, il *GUTS* è dotato di una pompa di acqua di mare e un flessibile che può essere utilizzato per mantenere umide le unità di trapianto.



Figura 1.12 - *GUTS* montato su un'imbarcazione.

Serve in tutto un equipaggio di due persone per la guida, il raccolto, e la distribuzione delle unità di

trapianto. Il macchinario è stato tarato per profondità tra 0,6 e 1,5 m. In acque più profonde (> 1,5 m), le ganasce primarie non possono ottenere un'estrazione completa. Si rischia che la quantità di sedimento estratto non sia sufficiente a produrre un'unità di trapianto che rimanga intatta durante il trasporto e la deposizione.

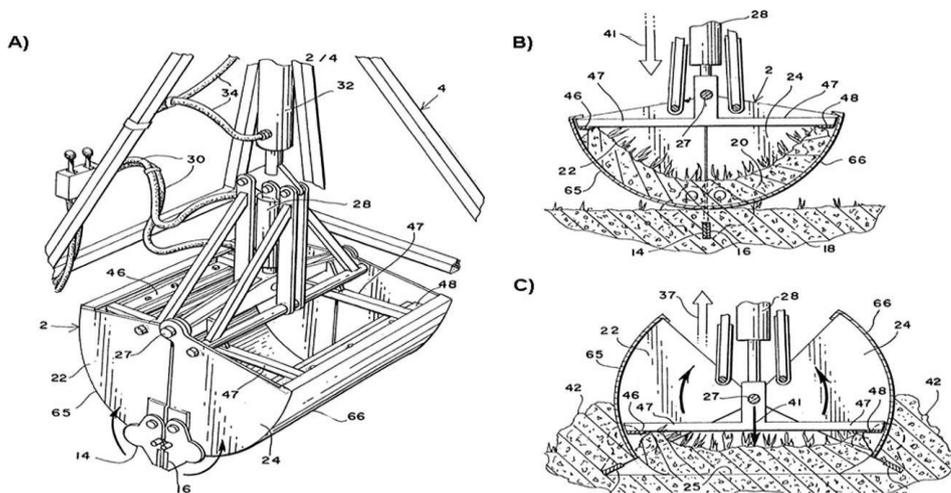


Figura 1.13 - Funzionamento del GUTS. (A) posizione di chiusura che indica le ganasce primarie (22, 24), le ganasce secondarie (14, 16), e l'apparato tergcristallo (47); (B), impegnato con il substrato; (C) crea un solco e deposita le fanerogame.

Quando la profondità del sito ricevente si avvicina a questo limite più profondo, le ganasce secondarie non sono in grado di creare una sufficiente e profonda depressione così che la zolla viene deposta sulla parte superiore del substrato diventando estremamente vulnerabile alla corrente di marea e all'erosione indotta dalle onde. Il GUTS può essere utilizzato soltanto in mari calmi. La velocità massima di esercizio (circa 13 km/h con zolle prelevate e circa 18,5 km/h a vuoto) e la sua capacità di rimuovere e trasportare una sola zolla limitano il tempo per il numero di zolle che possono essere trapiantate. Durante la prova, il GUTS ha richiesto, in media, 40 minuti per una distanza di quasi 2 km tra donatore e ricevente. A questo ritmo, a meno di una navigazione particolarmente complicata, è stato stimato che circa 12 zolle potrebbero essere trapiantate in una giornata lavorativa di 8 ore.

Ventisette unità di fanerogame (18 di *Halodule wrightii* e 9 di *Thalassia testudinum*) sono state trapiantate e ne sono state monitorate la sopravvivenza, la densità di rizomi e l'espansione (Uhrin *et al.*, 2008). Dopo 3 anni, il 74,1% delle unità era sopravvissuta (66,7% *H. wrightii* e 88,9% *T. testudinum*) con 12 unità di *H. wrightii* che hanno sostanzialmente ampliato i confini dell'unità di trapianto originale, fondendosi con le unità adiacenti a formare *patches* spazialmente continue. Nella sua configurazione di prova, il GUTS è un metodo praticabile per il trapianto di *H. wrightii* dove i siti donatore e ricevente, stanno nelle immediate vicinanze (<2 km; una limitazione attuale del GUTS). Tuttavia, in base alla densità ridotta e alla mancanza di una significativa espansione di *T. testudinum* nei 3 anni post-trapianto, il GUTS non può ancora essere consigliato per il trapianto di questa specie.

1.6 - Costi relativi alla riforestazione

Il restauro delle fanerogame è molto costoso. Dal punto di vista economico è molto più conveniente preservare un habitat da eventuali danni piuttosto che ripristinare una zona dopo la sua degradazione (Stowers *et al.*, 2006). Questo è particolarmente vero in progetti su larga scala, poiché è veramente troppo costoso rimettere in sesto una superficie molto vasta. Su piccola scala, tuttavia, si posseggono le conoscenze adeguate a generare con successo piccole praterie di fanerogame, se pur a costi elevati, compensando in tal modo i danni.

Un numero sufficiente di progetti di ripristino e trapianto delle fanerogame ha permesso di valutare un costo ideale e appropriato in varie parti del mondo (Fonseca, 2006). In Europa, ad esempio, le recenti attività di mitigazione a sud-ovest dei Paesi Bassi hanno avuto un costo di circa 50.000 \$ per ettaro (valuta US del 2007), sebbene la ricerca per il ripristino nel Mar di Wadden nel corso degli ultimi due decenni sia ammontata a 4.000.000 \$. In Australia, invece, il trapianto delle fanerogame (compresa la progettazione, lo sviluppo, la costruzione, il collaudo e la selezione del sito) ha avuto un costo di circa 1.000.000 \$ per ettaro. Ovviamente, il reclutamento di un personale tecnico costituito da volontari risulta di gran lunga più conveniente (dai 16.000 ai 34.000 \$ per ettaro), rispetto ad un personale costituito da professionisti, i cui i costi ammonterebbero a circa 84.000-168.000 \$ per ettaro (Paling *et al.*, 2009).

Negli Stati Uniti i programmi più costosi si aggirano intorno ai 1.900.000 \$ (McNeese *et al.*, 2006) e i 3.387.000 \$ per ettaro (Lewis *et al.*, 2006), a seconda del sito e del progetto in questione (incluso o meno il costo del monitoraggio).

Capitolo 2

2.1 - Barriere Artificiali

Il declino della gran parte degli stock ittici in tutto il mondo, causato da diversi fattori (pesca eccessiva, degrado dell'habitat; Ward, 2006) e la crescente domanda globale di pesce (Delgado *et al.*, 2003) hanno accelerato la ricerca di efficaci strumenti di gestione quali per esempio istituzione di Aree Marine Protette, gestione ecosistemica della pesca, adozione delle quote autorizzate per la pesca di determinate qualità di pesce (TAC - *Total allowable catches*, Totale Catture Ammesse) e pianificazione stagionale della pesca o del rilascio delle licenze. Inoltre particolare attenzione è stata posta nel posizionamento di barriere artificiali ad uso multiplo (anti-strascico e/o ripopolamento ittico, etc.).

L'interesse nei riguardi degli habitat associati alle barriere artificiali è aumentato notevolmente nelle ultime decadi in tutto il mondo (Seaman e Sprague, 1991; Stone *et al.*, 1991; Seaman e Jensen, 2000). Queste strutture sono distribuite principalmente nelle seguenti aree: Mediterraneo, Sud-Est Asiatico, Giappone, Nord America, Australia, Mar dei Caraibi ed alcune isole del Sud Pacifico (Seaman e Sprague, 1991; Baine, 2001) (figura 2.1).



Figura 2.1 - Distribuzione geografica globale delle barriere artificiali (Baine,2001).

Una barriera artificiale è costituita da uno o più oggetti di origine naturale o antropica, distribuiti o in una unica soluzione o nel corso di un lungo periodo (Southeast Florida Coral Reef Initiative, 2011), volutamente sul fondo marino per influenzare il comparto fisico, biologico o socio-economico dei processi relativi a risorse marine viventi (Seaman, 2000). Infatti, le barriere artificiali sono strutture che fungono da rifugio e habitat, da fonte di cibo, da zona di riproduzione e protezione del litorale. Esse sono normalmente collocate in aree con bassa produttività o dove l'habitat è stato degradato (Miclât e Miclât, 1989) e sono anche state utilizzate efficacemente nel prevenire la pesca a strascico in aree specifiche (De Silva, 1988). Le loro principali funzioni sono:

- concentrare gli organismi per consentire una pesca più efficiente;
- proteggere organismi giovanili e aree di *nursery* da meccanismi distruttivi;
- aumentare la produttività naturale eventualmente fornendo nuovi habitat per organismi sessili e creando una catena alimentare associata (Thierry, 1988; Santos e Monteiro, 2007)

- creare habitat e simulare barriere naturali per le specie bersaglio desiderate (Sheehy, 1986)
- proteggere habitat sensibili come praterie di fanerogame (Ramos-Esplà *et al.*, 2000), concrezioni coralligene (Reliniet *al.*, 2007) e macroalghe (Choi *et al.*, 2002).

Inoltre sono anche utilizzate per replicare le strutture per la ricerca scientifica ad esempio per condurre studi integrati sulla funzione ecosistemica della costa, sviluppare le potenzialità dell'ecoturismo, soprattutto creando nuovi siti per le immersioni ricreative, ostacolare la pesca a strascico bentonica, fornire frangiflutti, mitigare i danni vicino a spiagge e a barriere coralline (Polovina, 1991; Walker *et al.*, 2002), e promuovere forme alternative ed innovative di gestione, per aumentare il valore della zone costiere, un razionale sfruttamento delle risorse di pesca e lo sviluppo della maricoltura (Reliniet *al.*, 2007).

In funzione della loro applicazione le barriere artificiali sono state utilizzate in oltre 50 nazioni, ad esempio, le barriere artificiali in Corea sono state posizionate come parte di un sistema di allevamento marino dove i giovanili di specie ittiche allevate in incubatoi vengono rilasciati nelle barriere costruite con criteri atti a soddisfare le loro preferenze comportamentali. In California sono stati utilizzati massi di granito per ripristinare le foreste di kelp (*Macrocystis pyrifera*). A Hong Kong, le barriere artificiali vengono distribuite come parte di un programma di recupero dell'ecosistema. Una diversa forma di gestione ambientale è praticata nei paesi europei che si affacciano sul Mar Mediterraneo, come la Spagna, dove grandi strutture sono poste sul fondo del mare per proteggere le praterie di *Posidonia oceanica* dalla pesca a strascico illegale. Il Giappone è ben noto per i notevoli sforzi economici investiti in programmi nazionali che vedono le barriere artificiali come sostegno per la produzione di specie target o di alcuni molluschi gasteropodi (*Haliotis spp.*), per i quali la progettazione e il preciso posizionamento di grandi strutture off-shore è stato importante. Invece il posizionamento di navi da guerra obsolete nel Canada occidentale ha creato un grande indotto economico che ruota soprattutto intorno alla subacquea. Infine, in Italia e in Portogallo le barriere artificiali vengono posizionate al fine di sostenere la pesca artigianale (Guidelines and Management Practices for Artificial Reef Siting, Use, Construction, and Anchoring in Southeast Florida, 2011).

2.2 - Aspetti realizzativi

Al fine di massimizzare il potenziale delle barriere artificiali, cioè aumentare la produttività locale degli stock ittici, si tende ad integrare le conoscenze biologiche ed ecologiche sulle specie con gli studi di natura ingegneristica relativi a *design*, posizionamento e *performance* dei materiali di queste strutture (Seaman *et al.*, 1989; McGurrin e Atlantic States Marine Fisheries Commission, 1989). Negli ultimi anni sono stati condotti molti esperimenti relativi alla realizzazione delle barriere artificiali. Prima della costruzione e del posizionamento di queste strutture occorre definire i criteri di progettazione in modo da ridurre o evitare fenomeni di scorrimento (Kimura *et al.*, 1994), affondamento (Ingsrisawang *et al.*, 1995, 1999) e ribaltamento (Grace, 2001) dovuti alle onde e alle correnti. È necessario inoltre tenere in considerazione processi di posizionamento, stabilità, durata dei materiali e caratteristiche del *design* (ad esempio, forma, cavità, dimensioni).

L'efficacia delle barriere artificiali nel determinare un aumento nella produttività dipende proprio dalla progettazione della struttura, che deve rispondere alle esigenze di habitat specifico per le singole specie target e per i diversi gruppi d'età (Scarratt, 1973; Spanier, 1991; Fabi, 1996; Jensen e

Collins, 1996). Molte delle strutture costruite durante i primi anni del 1900 erano il risultato di operazioni di *dumping* cioè operazioni di affondamento di materiale di scarto (Dean, 1983) come pneumatici e carrozzerie di automezzi (figura 2.2).

Oggi, invece, per la costruzione delle barriere artificiali possono essere utilizzati materiali combinati, seguendo un *design* che varia dalle semplici strutture a blocco, a matrici complesse di diversa forma (Pickering e Wihitmarsh, 1997) (figura 2.3).

2.3 - Criteri di selezione del sito per il posizionamento delle barrire artificiali

Nella fase di progettazione delle barriere artificiali un aspetto rilevante è rappresentato dalla scelta dei siti idonei per il posizionamento delle strutture che deve essere fatta tenendo conto di fattori geofisici, idrodinamici, ambientali, socio-economici e gestionali (Kennish *et al.*, 2002).

In talune aree soggette a forte idrodinamismo si può determinare la rottura delle barriere e il successivo insabbiamento (Tian, 1998). La scelta del sito diventa, quindi, importante nel determinare la stabilità delle barriere artificiali e prevenire eventuali fallimenti dovuti all'azione delle onde e della corrente (Grove *et al.*, 1991; Sheng, 2000).



Figura 2.2 - Esempi di *dumping* (Guidelines for marine artificial reef materials, 2004)

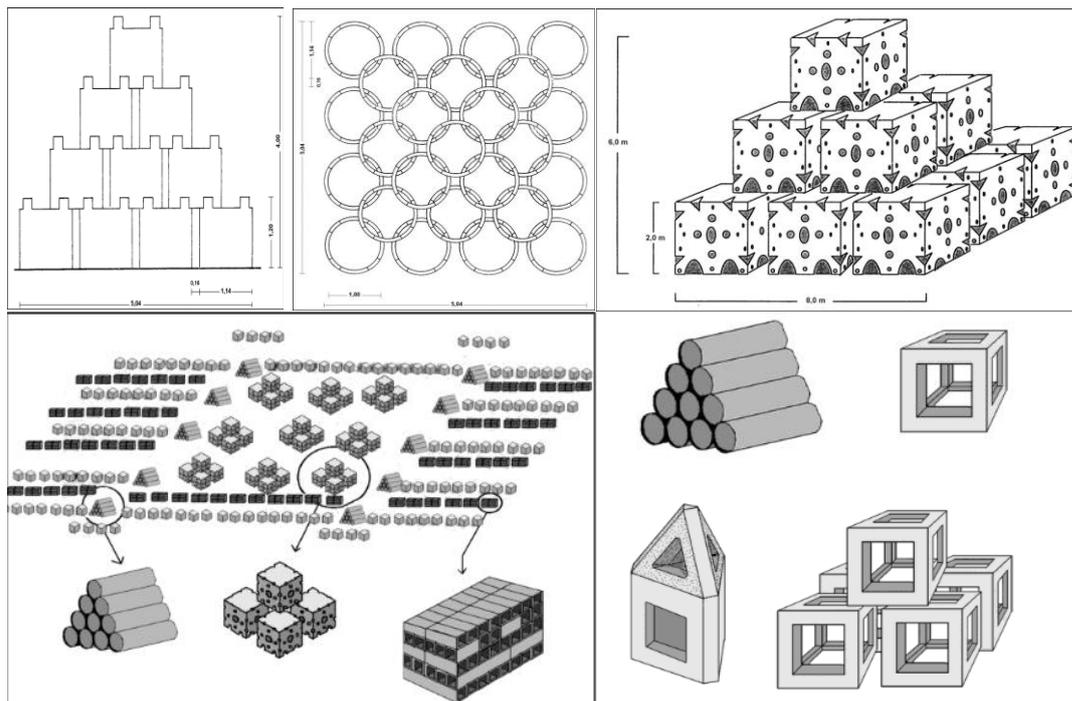


Figura 2.3 - Esempi di strutture singole e strutture a blocco (Fabi *et al.*, 2011).

Infatti, la riduzione della stabilità dei materiali che costituiscono la barriera artificiale, potrebbe non soltanto costituire una minaccia per la navigazione e per la pesca commerciale ma determinare anche accumulo di materiali sulle spiagge. A tale scopo sono stati condotti studi in campo ed esperimenti in laboratorio per prevenire il fallimento delle barriere artificiali (Kimura *et al.*, 1994; Ingrisawang *et al.*, 1995, 1999; Düzbastllar *et al.*, 2006).

I siti caratterizzati da elevati livelli di solidi sospesi, torbidità o bassi livelli di ossigeno disciolto non vengono considerati idonei per il posizionamento delle barriere artificiali. Le condizioni idrografiche, l'esposizione e la topografia possono contribuire a ridurre l'efficacia, ad esempio rendendo il sito poco idoneo come area di *spawning*, di contro i siti che supportano *stock* ittici ad elevato valore economico (cernie, dentici e saraghi) o che rappresentano habitat per i giovani possono essere considerati idonei per il posizionamento delle barriere (Kennish *et al.*, 2002).

Nella scelta del sito idoneo per il posizionamento vengono presi in considerazione anche criteri di natura socio-economica, come ad esempio i potenziali conflitti esistenti con i pescatori e la ricerca del consenso delle comunità locali. A tale scopo si registrano informazioni come peso delle catture, numero di navi e tipologia di attrezzature impiegate, al fine di escludere le aree di pesca maggiormente battute dai pescatori (Clarke *et al.*, 2002). Ciò consente di ottenere il sostegno da parte della comunità e delle popolazioni locali (Russe Alcalá, 1996).

Inoltre, viene anche considerato l'aspetto delle "opportunità ricreative" connesse al posizionamento delle barriere artificiali, cioè il grado di fruizione delle barriere per attività ricreative. A tale scopo vengono considerate idonee per il posizionamento delle barriere tutte quelle aree che offrono l'opportunità di utilizzare, godere e conoscere l'ambiente naturale, includendo anche nuove zone per la pesca sportiva e nuovi siti per le immersioni.

Anche i costi e l'efficacia della gestione hanno un ruolo fondamentale nella fase d'individuazione

del sito idoneo per il posizionamento delle barriere artificiali. La scelta dei siti ricade, in genere, nelle vicinanze di aree già gestite, ad esempio un Parco o una Riserva marina, in modo tale che la comunità sia consapevole delle pratiche di gestione.

2.4 - Materiali impiegati

Già dagli anni '80 i sempre maggiori successi e la crescente attenzione nei riguardi dell'ambiente hanno indotto le autorità americane a sviluppare un piano nazionale a lungo termine sulle barriere artificiali (Stone, 1985) che oltre ad inquadrarle in un contesto di pianificazione ambientale ne delinea i criteri generali per la scelta dei materiali da utilizzare, ponendo l'accento su diversi criteri tra i quali durata, sicurezza, funzionalità ed economicità (Grove *et al.*, 1991). La durata è specificamente legata a quanto tempo un materiale durerà in ambiente marino in una forma che manterrà la sua funzione (Kheawwongjan e Kim, 2012) e la sua compatibilità (Atlantic and Gulf States Marine Fisheries Commissions, 2004); ciò viene determinato testando l'integrità strutturale del materiale utilizzato prima del posizionamento (Grove *et al.*, 1991).

Per quanto riguarda la sicurezza vengono presi in considerazione gli studi sulla lisciviazione di materiali potenzialmente dannosi, come ad esempio i metalli in tracce. Alcuni lavori effettuati negli Stati Uniti (Hockley Van derSloot, 1991) e in Inghilterra (Collins *et al.*, 1990; 1994) sul calcestruzzo, hanno indicato che la lisciviazione di metalli in traccia dai blocchi di questo materiale, è insignificante anche dopo lunghi periodi di immersione in acqua di mare grazie alla formazione di una barriera superficiale di sale.

La funzionalità, intesa come capacità del materiale utilizzato per la realizzazione delle barriere artificiali a soddisfare l'abilità aggregante degli organismi, viene valutata confrontando sia la dinamica delle popolazioni che il comportamento delle singole specie tra i substrati naturali e quelli artificiali. Oltre ai sopracitati criteri vanno comunque considerati anche la disponibilità ed il costo dei materiali da utilizzare ed il fatto che la loro diversa natura fisica e chimica può, in parte, determinare le caratteristiche delle comunità ittiche associate alle strutture. La fattibilità in termini economici viene determinata facilmente attraverso calcoli di economicità (Lam, 2003). Ad esempio, la riduzione dei costi di produzione può essere effettuata utilizzando materiale inerte come le ceneri del carbone idonee per la realizzazione delle barriere artificiali perché risultano essere stabili dal punto di vista fisico e chimico (Vosee Nelson, 1986). Ciò genera un vantaggio ambientale perché viene riciclato un potenziale inquinante (Spanier, 2000). La scelta del materiale è anche un fattore di controllo primario per una produzione biologica ottimale (Bortone e Van Orman, 1985), infatti le strutture poste sul fondo marino provocano un'alterazione delle condizioni ecologiche che possono aumentare o ridurre la biodiversità e/o la produttività biotica, perché le barriere artificiali forniscono un habitat molto adatto per i popolamenti bentonici e la produzione di pesce, sostenendo fasi del ciclo di vita di molte specie nectoniche (Riggio *et al.*, 2000). L'ampia gamma di materiali utilizzati conferma l'approccio diversificato per la creazione delle barriere artificiali. Fra i vari materiali utilizzati per la realizzazione delle barriere, i principali sono: pietra di cava, pneumatici e calcestruzzo (figura 2.4). Ognuno di questi materiali presenta vantaggi e svantaggi.

Il calcare e i ciottoli di cava sono stabili, resistenti all'erosione, economici ed inoltre sono costituiti da materiale simile al carbonato di calcio che viene secreto normalmente dai coralli e da altri organismi marini. La tessitura della superficie del ciottolo di calcare offre un'ampia area ed una

ruvidità idonea per l'attecchimento della fauna e della flora bentonica.

I limiti derivanti dall'utilizzo delle rocce calcaree sono legati sia alla distruzione degli habitat terrestri da cui queste vengono prelevate sia alla limitata capacità di formare moduli con specifici criteri di *design*, ad esempio i rifugi (Lindberg e Loftin, 1998).

Un altro materiale utilizzato nella realizzazione delle barriere artificiali è rappresentato dai pneumatici usati degli automezzi (Collins *et al.*, 1991; Spanier, 1996). Le barriere artificiali derivanti dall'aggregazione di pneumatici sono durevoli nel tempo (Randal, 1963; Ogawa, 1973; Stone *et al.*, 1979; Matthews, 1985; Harmelin e Bellan-Santini, 1996), possono essere realizzati in configurazioni spaziali complesse (Bohnsack, 1989), sono facili da maneggiare ed hanno un costo accessibile (Sampaolo e Relini, 1994). Tuttavia, i pneumatici non sono efficienti come il calcestruzzo o i substrati naturali per l'attecchimento di alcuni invertebrati (Foster *et al.*, 1994), e per di più non permettono il reclutamento di coralli e di altre comunità a causa dei percolati che trasudano dalla superficie della gomma (Boaventura *et al.*, 2006).

Attualmente il tipo di materiale maggiormente utilizzato per la realizzazione di unità di barriera dalle più svariate forme (cubi, piramidi, *reefballs*, tetraedri) è il calcestruzzo. Questo tipo di materiale ha il vantaggio di avere la composizione chimica e la tessitura simile ai coralli (Bohnsack *et al.*, 1994; Caley e John, 1996; Tupper e Hunte, 1998) e alcune caratteristiche, quali il peso e l'alta modellabilità, che permettono l'utilizzo di questo materiale per la costruzione di barriere artificiali stabili. A tal proposito, alcuni studi hanno messo in evidenza come le barriere artificiali realizzate in calcestruzzo agiscono analogamente ai fondali rocciosi naturali, determinando l'aumento sia della diversità specifica sia della biomassa. Il confronto tra un substrato naturale, come le rocce coralline, con delle strutture in calcestruzzo ha permesso di osservare una similarità di fauna ittica associata (Bohnsack, 1989; Lindberg, 1997); inoltre questo materiale risulta il più economico per la costruzione e realizzazione delle barriere artificiali (Fitzhardingee Bailey-Brock, 1989; Anderson e Underwood, 1994; Chin e Simmons, 1994; Carr e Hixon, 1997). Tuttavia il calcestruzzo presenta comunque alcuni svantaggi: le nuove costruzioni necessitano di un tempo di esposizione all'ambiente marino di almeno 3 mesi per poter neutralizzare il pH e permettere l'attecchimento e la crescita di organismi (Guidelines and Management Practices for Artificial Reef Siting, Use, Construction, and Anchoring in Southeast Florida, 2011). Infine questo materiale ha una vita limitata in acqua di mare a causa dell'attacco dei solfati, degli alcali, della corrosione dell'acciaio quando incorporato e dell'erosione dovuta alle onde (Suprenant, 1991).



Figura 2.4- principali materiali utilizzati nella costruzione delle barriere artificiali.

2.5 - Barriere artificiali in calcestruzzo

Barriere artificiali costituite da calcestruzzo in associazione con svariati materiali, quali pietrame, plastica, pneumatici, imbarcazioni, etc.. sono state realizzate sin dalla seconda metà del secolo scorso (Baine, 2001; Pickering, 1996). Gli scopi di queste sperimentazioni consistevano principalmente nel riciclare materiali da discarica seguendo la filosofia della “*second-life*” (Pickering, 1996) e ottenere manufatti con caratteristiche emergenti superiori a quelli composti dai singoli componenti. Ad oggi oltre l'80% delle barriere artificiali realizzate negli Stati Uniti in ambiente marino sono state create utilizzando materiali di riciclo (McGurrin *et al.*, 1989). Negli ultimi decenni sia in USA sia in Europa si è sempre più diffusa la tecnica della stabilizzazione di prodotti di scarto della produzione industriale tramite cemento, al fine di diminuire i costi di produzione delle barriere artificiali, incrementare la quantità di materiale riciclato e diminuire lo smaltimento dei rifiuti. In particolare nella maggior parte delle barriere artificiali il prodotto più utilizzato è stato il “*FlyAsh*” (ceneri volanti), derivante dalla produzione di energia elettrica delle centrali a carbone (Kress *et al.*, 2002; Pickering, 1996).

Al fine di realizzare barriere che risultino essere funzionali, ad esempio determinando una maggiore produzione di risorse biologiche, proteggendo gli ecosistemi marini ed attenuando gli habitat degradati (Bohnsack e Sutherland, 1985; Seaman e Sprague, 1991; Collins e Jensen, 1999; Jensen *et al.*, 2000) è necessario utilizzare materiali prontamente disponibili e compatibili con l'ambiente circostante, perché il tipo di materiali utilizzato potrebbe avere un impatto significativo sulla alterazione ambientale (Kheawwongjan e Kim, 2012), inoltre le barriere devono essere dotate di sufficiente resistenza ingegneristica, sia come singole unità che come una struttura complessiva, al fine di resistere alle sollecitazioni fisiche dell'ambiente marino e non fratturarsi, causando potenzialmente gravi problemi di interferenza su una vasta area di fondale (United Nations Environment Programme/Mediterranean Action Plan, 2005).

Il materiale che soddisfa i precedenti criteri e che quindi è più ampiamente e massicciamente diffuso risulta l'aggregato di calcestruzzo, infatti il questo costituisce, per volume e per diffusione, il materiale più prodotto dall'uomo (Flatt *et al.*, 2012) e quindi anche il più utilizzato per la creazione di barriere artificiali (Baine, 2001),

Il calcestruzzo è definito come un “materiale formato miscelando cemento (comunemente cemento Portland), aggregato grosso e fino ed acqua, con o senza l'aggiunta di additivi o aggiunte, il quale sviluppa le sue proprietà a seguito dell'idratazione del cemento” (UNI EN 206-1:2006). Allo stato fresco, cioè quando è completamente miscelato ed ancora in una condizione che lo rende in grado di essere compattato, ha la proprietà di assumere la forma della carpenteria che lo contiene. Questa proprietà influisce sulla sua diffusione nella realizzazione di barriere artificiali poiché consente di modellare i manufatti in forme anche complesse, permettendo ai vari sperimentatori di assecondare le proprie idee progettuali (Baine, 2001).

La compatibilità del calcestruzzo, intesa come rischio ambientale dovuto all'introduzione nell'ambiente marino, dipende dalla tipologia di cemento utilizzato e dal corretto *mix-design* per la sua produzione.

L'utilizzo di *FlyAsh* all'interno del calcestruzzo ha reso necessario indagare sui potenziali effetti negativi che questo materiale aggiunto ha sull'acqua di mare e sul biota. Gli esperimenti hanno dimostrato che la percentuale di copertura e il numero di specie (alghe verdi filamentose, briozoi, cirripedi, serpulidi, policheti, idrozoi e bivalvi) non differiscono significativamente tra i blocchi di

calcestruzzo con differenti percentuali di *FlyAsh*. Inoltre, la valutazione delle variazioni di concentrazione dei metalli pesanti (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Mn, Fe, Al) nei blocchi dopo circa due anni di esposizione all'ambiente marino mostra una diminuzione del solo Pb in tutti i blocchi, a causa probabilmente di un processo di rilascio a lungo termine. L'analisi dei metalli pesanti nella biota sessile (idrozoï, policheti e bivalvi) ha mostrato invece un'assenza di correlazione rispetto al contenuto di metalli pesanti nei blocchi, il tempo di esposizione o il contenuto di *FlyAsh* (Kresset *al.*, 2002).

La durabilità del calcestruzzo è la capacità di durare nel tempo, resistendo alle azioni aggressive dell'ambiente, agli attacchi chimici, all'abrasione o ad ogni altro processo di degrado che coinvolga oltre alla pasta cementizia anche le eventuali armature metalliche (UNI EN 2006-1:2006). Sebbene infatti l'acqua di mare svolga un'azione aggressiva nei confronti del calcestruzzo, tali manufatti immersi in acqua di mare presentano un'elevata durabilità nel tempo se confrontati con altri materiali. Le principali cause che inducono la degradazione del calcestruzzo armato in presenza di acqua di mare sono dovute all'interazione con cloruri, solfati e ioni alcalini (Suprenant, 1991; Colleparidi, 2008; Colleparidiet *al.*, 1975). L'azione aggressiva degli ioni solfato (SO_4^{2-}) si manifesta attraverso la formazione di un composto che, per il minore peso specifico e quindi il maggiore volume (ettringite), causa la fessurazione della matrice della pasta cementizia. L'effetto della penetrazione degli ioni cloruri invece non causa la degradazione della matrice, ma provoca la corrosione dell'armatura attraverso un'azione depassivante del ferro con la conseguente ossidazione e riduzione della sezione resistente dei ferri.

Gli ioni alcalini eventualmente presenti nel cemento di silice amorfa o in aggregati reattivi possono causare in presenza di sali di sodio e potassio un rigonfiamento localizzato (reazione alcali-aggregati) che si manifesta nel tempo con fessurazione ed espulsione di silicato sodico.

L'azione aggressiva di queste sostanze può essere ridotta adottando i seguenti accorgimenti:

- riduzione del rapporto acqua/cemento
- utilizzo di additivi super-plasticizzanti
- utilizzo di cemento pozzolanico o d'altoforno in luogo del cemento Portland.

Tutti i precedenti accorgimenti sono volti a ridurre sensibilmente la permeabilità del calcestruzzo consentendo di aumentare sia la resistenza meccanica sia la durabilità (Colleparidiet *al.*, 1975).

La problematica dell'interazione tra acqua di mare e calcestruzzo, affrontata in letteratura da diversi decenni, è ad oggi normata sia in campo nazionale che internazionale (DM. 2008, UNI EN 206-1:2006, E.C. 2). La normativa italiana ed europea affronta tale aspetto considerando la classe di esposizione delle strutture e prescrivendo i requisiti minimi di resistenza che il calcestruzzo deve possedere per ogni classe (tabella 2.1).

Tabella 2.1 - Estratto classe di esposizione UNI EN 206-1:2006

Classe esposizione norma UNI 9858	Classe esposizione norma UNI 11104 UNI EN 206 -1	Descrizione dell'ambiente	Esempio	Massimo rapporto a/c	Minima Classe di resistenza	Contenuto minimo in aria (%)
4 Corrosione indotta da cloruri presenti nell'acqua di mare						
4 a 5 b	XS1	Esposto alla salsedine marina ma non direttamente in contatto con l'acqua di mare .	Calcestruzzo armato ordinario o precompresso con elementi strutturali sulle coste o in prossimità.	0,50	C 32/40	
	XS2	Permanentemente sommerso.	Calcestruzzo armato ordinario o precompresso di strutture marine completamente immersi in acqua.	0,45	C 35/45	
	XS3	Zone esposte agli spruzzi o alle marea.	Calcestruzzo armato ordinario o precompresso con elementi strutturali esposti alla battigia o alle zone soggette agli spruzzi ed onde del mare.	0,45	C 35/45	

Le diverse normative inoltre prescrivono un elevato valore minimo di ricoprimento dei ferri di armatura che può variare da 4 a 5 cm (D.M. 2008, E.C. 2) allo scopo di ritardare la penetrazione degli ioni e la conseguente depassivazione dei ferri (Aitcin, 2003).

La stabilità del calcestruzzo è legata alla capacità dei manufatti di rimanere nel sito prescelto, mantenendo la loro configurazione originale. Visto sia l'elevato peso specifico che l'elevata modellabilità, il calcestruzzo si presta alla realizzazione di barriere artificiali stabili nel tempo. Inoltre, un'attenta indagine sulle caratteristiche del sito di posa e un'attenta progettazione consentono di non incorrere nella subsidenza delle barriere artificiali che altrimenti potrebbe precludere lo sfruttamento delle cavità poste in prossimità dei confini dei manufatti (Palmer-Zwahlen e Aseltine, 1994).

2.6 - Complessità fisica dell'habitat: forma, cavità e posizionamento

Un altro aspetto che influenza in maniera determinante il successo delle barriere artificiali è rappresentato dalla complessità fisica della struttura (Ogawa e Takemura, 1966a, 1966b; Higo e Nagashima, 1978; Higo e Tabata, 1979; Smith *et al.*, 1979; Walton, 1979; Higo *et al.*, 1980). La loro progettazione infatti prende in considerazione diversi parametri quali dimensioni, design, numero di camere e di aperture e disposizione spaziale, caratteristiche che possono influenzare l'abbondanza di fauna ittica, biomassa e ricchezza di specie (Sherman *et al.*, 2002; Charbonnelet *et al.*, 2002; Jordan *et al.*, 2005).

In relazione al design del modulo utilizzato varia la produzione biologica, infatti il design può favorire particolari specie a seconda del loro stile di vita e può essere idoneo per gli obiettivi specifici di gestione (Hackradt *et al.*, 2011). In particolare, in letteratura sono state riscontrate diverse tipologie costruttive: strutture dalla forma cubica, conica, cilindrica, a piramide, a campana, a quadrilatero e a sfera (figura 2.5)

La presenza delle cavità, con il conseguente aumento di superficie, è un altro aspetto importante perché determina il grado e la complessità della comunità biologica (Ecklund 1996; Sherman *et al.*, 2001), in quanto crea un'ulteriore disponibilità sia di risorse che di numero e varietà di rifugi da predatori, luce ed idrodinamismo (Hackradt *et al.*, 2011); inoltre essa determina un incremento del reclutamento giovanile, della ricchezza specifica e della densità di fauna ittica (Shulman, 1984) (figura 2.6). E' stato osservato, infatti, che il riparo è più importante della disponibilità di risorse (cibo) sulla determinazione della struttura di comunità di barriera (Shulman, 1984; Bohnsack, 1991;

Krohling *et al.*, 2006).

In tale contesto risulta essere importante che a monte della progettazione delle barriere artificiali, vengano fatti degli studi ecologici comportamentali sulle specie chiave dell'ecosistema interessato e nel caso in cui le barriere abbiano lo scopo di incrementare la pesca tali studi vengano effettuati anche su specie commerciali.

Una limitazione invece potrebbe essere rappresentata dal fatto che i rifugi omogenei forniti da strutture artificiali limiterebbero l'occupazione contemporanea di diverse specie, a favore di altre (Hackradt *et al.*, 2011) (figura 2.7).

Riguardo alle cavità, oltre al loro numero, in fase di progettazione vi sono altri parametri che vengono considerati, tra i quali dimensioni e complessità interna. Le dimensioni hanno un ruolo nel migliorare la percentuale di sopravvivenza delle specie preda e nel plasmare la struttura delle comunità associate alle barriere artificiali (Alevizon e Gorham, 1989; Okubo e Kakimoto, 1991; Ody e Harmelin, 1994; Carr e Hixon, 1995; Grossman *et al.*, 1997). Esistono prove significative sul fatto che la fauna ittica tipica di barriera preferisce nascondigli di grandezza simile a quella delle loro dimensioni corporee (Randall, 1963; Robertson e Sheldon, 1979; Shulman, 1984), mentre specie piscivore e specie pelagiche prediligono barriere artificiali di piccole dimensioni provviste di cavità che possano rappresentare un punto di riferimento nello spazio tridimensionale (Deuderó *et al.*, 1999; Dempster, 2004) (figura 2.8). Anche la complessità interna delle cavità può influenzare le comunità viventi che reclutano sulle barriere artificiali, infatti alcuni lavori dimostrano la predilezione di alcune specie per strutture meno complesse (Klima e Wickham, 1971; Risk, 1972; Sale e Douglas, 1984); altri lavori più recenti invece evidenziano come la riduzione dello spazio vuoto interno, ad esempio attraverso l'aggiunta di materiale vario (tubi in PVC, lastre in cemento, ecc..) che ne aumenta la complessità strutturale (Eklund, 1996; Charbonnelet *et al.*, 2002), abbia un'influenza positiva sulla comunità ittica associata alla barriera. Ad esempio in uno studio condotto in Turchia è stata progettata una barriera artificiale in grado di riprodurre un ambiente idoneo per permettere lo svolgimento dell'intero ciclo vitale di alcune specie in particolare *Octopus vulgaris*. In natura *O. vulgaris* sceglie cavità con particolari direzioni, rifugi al buio o costruisce il proprio rifugio con le conchiglie ed i carapaci dei crostacei (FAO, 1973). In tale contesto, sono state registrate le principali caratteristiche delle tane naturali di polpo (larghezza ingresso, lunghezza, ecc) che sono state utilizzate nella costruzione di nuove barriere artificiali dalla forma ottaedrica. I blocchi sono stati realizzati in cemento armato, dalla forma di una piramide rovesciata, con quattro fori cilindrici ciascuno con due aperture ellissoidali aventi funzione d'ingresso al rifugio artificiale (figura 2.9). In termini di valutazione preliminare, il peso medio dei campioni, che sono stati prelevati sulla barriera artificiale, è superiore a quello legale di cattura, pertanto, questo dimostra che il nuovo design della barriera artificiale è appropriato per *O. vulgaris* (Ulaşet *et al.*, 2011).

Un altro studio, invece, ha messo in evidenza l'esistenza di un rapporto negativo tra specie piscivore, specie pelagiche e il numero di cavità. Questo può essere spiegato dal fatto che queste specie vengono attratte da strutture piccole (soprattutto costituite da quadrilateri, che sono poco voluminosi e con pochi rifugi) che vengono utilizzate soltanto come punti di riferimento nello spazio tridimensionale (Deuderó *et al.*, 1999; Dempster, 2004).

Infine, un altro aspetto da non trascurare quando si tratta la complessità fisica delle barriere artificiali è la disposizione nello spazio (Bohnsack e Sutherland, 1985). Sono diversi gli studi che hanno evidenziato come questo aspetto possa influenzare la capacità delle barriere artificiali

nell'attrarre determinate specie ittiche (Alevizon *et al.*, 1985; Bombace *et al.*, 1994). Ad esempio alcuni studi affermano che la disposizione casuale risulta essere uno dei fattori che influenza positivamente sia la ricchezza specifica che l'elevato numero di specie di coralli che si insediano sulle barriere artificiali (Abelson e Shlesinger, 2002), altri al contrario affermano che barriere artificiali disposte nello spazio secondo uno specifico progetto risultano più efficaci di quelle posizionate secondo una distribuzione casuale (Brock e Norris, 1989). Inoltre la possibilità di infinite disposizioni spaziali sono l'ideale per lo studio delle dinamiche di popolazioni sulle barriere artificiali (Jordan *et al.*, 2005). Infine è stato anche dimostrato che una corretta disposizione tra i gruppi, intesa come rispetto di una distanza minima di circa 50 m tra i gruppi di barriere, permette di trattarli come spazialmente indipendenti (Hixon e Beet, 1989).

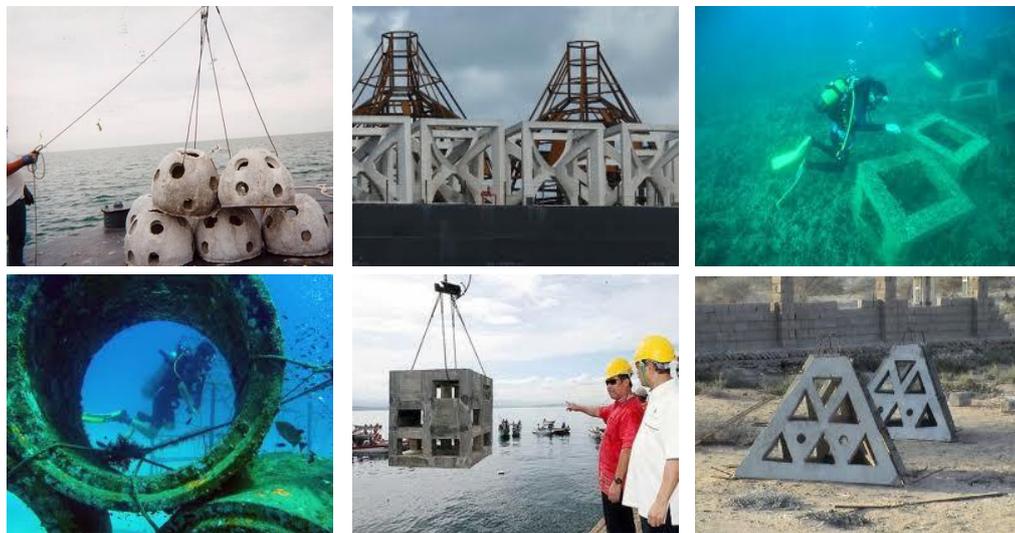


Figura 2.5 - Diverse tipologie di moduli. (Guidelines for marine artificial reef materials, 2004)

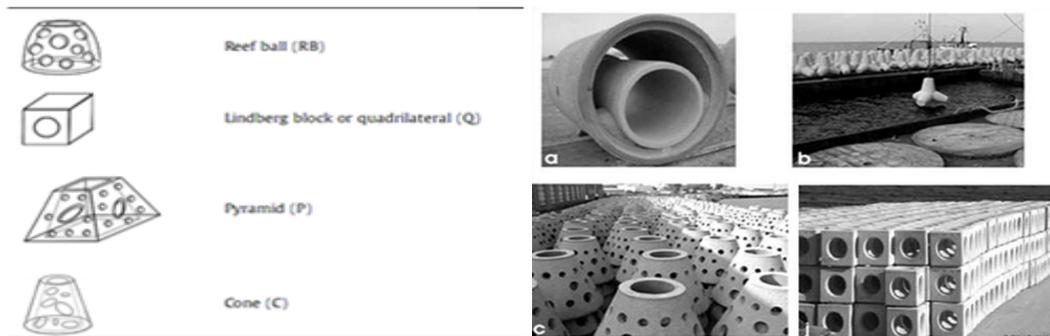


Figura 2.6 - Diverse tipologie di *design* associate a diverse specie ittiche (*Epinephelus itajara*, *Odontoscion dentex*, *Seriola rivoliana*, *Mycteroperca microlepis*) (Hackradt *et al.*, 2011)

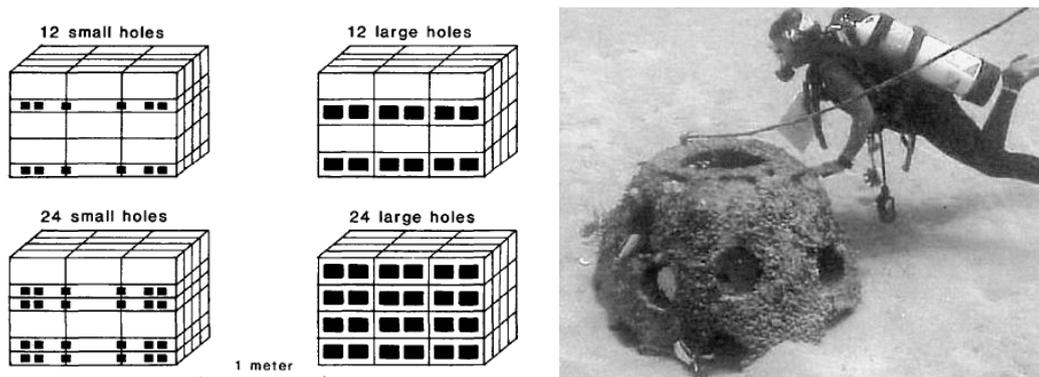


Figura 2.7 - Esempi di barriere artificiali dotate di cavità (Hixon e Beets, 1989; Sherman *et al.*, 2002)

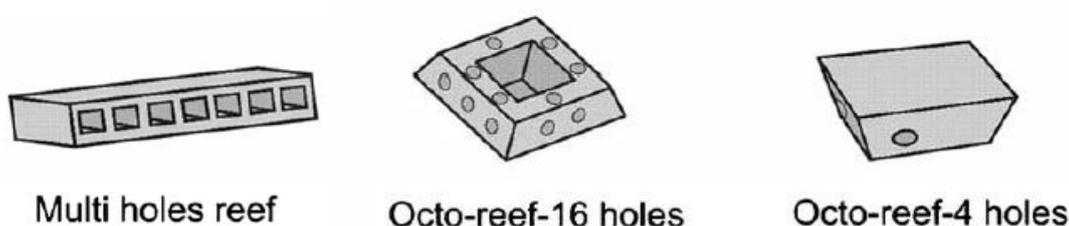


Figura 2.8 - Esempi di barriere artificiali idonee per lo svolgimento del ciclo vitale di *Octopus vulgaris* (Lök *et al.*, 2002)

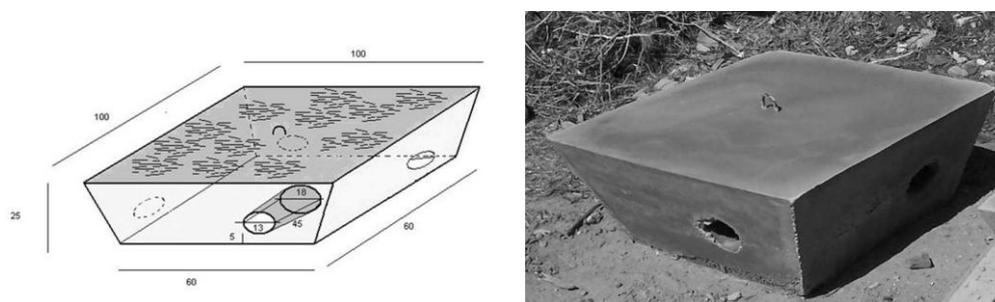


Figura 2.9 - Esempi di barriere artificiali idonee per lo svolgimento del ciclo vitale di *O. vulgaris* (Ulaş *et al.*, 2011)

2.7 - Aspetti ecologici

Un altro fattore da considerare in fase di progettazione è che le barriere artificiali influenzano la dinamica ambientale, in termini di impatti specifici sul comparto ambiente e sulle dinamiche trofiche delle comunità vicine. Molti autori, infatti, hanno notato che l'abbondanza di fauna ittica, la ricchezza e la diversità sono tutte variabili direttamente proporzionali all'eterogeneità degli habitat e alla copertura bentonica e sono invece inversamente proporzionali alla competizione e alla predazione (MacArthur e Levins, 1967; Murdoch e Oaten, 1975; Schlosser, 1982; Williams, 1982; Russ, 1984; Pierce, 1988; McGehee, 1994; Almany, 2004; Floeter *et al.*, 2007).

Studiare come complessità e *design* delle barriere artificiali possono interagire con distribuzione e composizione della fauna ittica è un passo essenziale nell'utilizzare le barriere artificiali come un

efficace strumento di gestione delle risorse marine, ma anche per capire come le caratteristiche delle barriere artificiali sono importanti per sostenere l'abbondanza e la diversità (Hackradt *et al.*, 2011).

Le barriere artificiali sono in grado di ospitare un'elevata quantità di fauna ittica e spesso sono simili alle scogliere naturali (Bohnsack e Sutherland, 1985; Caley e John, 1996; Tupper e Hunte, 1998). Esse possono rappresentare un efficace strumento di gestione dell'ambiente marino per aumentare la produttività di pesce e per mitigare gli impatti sulle scogliere naturali (Ambrose, 1994; Beets e Hixon, 1994; Sosa-Cordero *et al.*, 1998) poiché, potenzialmente,:

- forniscono substrati per la fauna bentonica, quindi, cibo supplementare;
- proteggono dalla predazione o dalle correnti di marea (Collins *et al.*, 1991; Spanier, 1996);
- forniscono habitat per individui che altrimenti andrebbero persi dalla popolazione;
- riducono la pressione sulle scogliere naturali (Randall, 1963; Ogawa, 1973; Stone *et al.*, 1979; Matthews, 1985; Harmelin e Bellan-Santini, 1996).

Pertanto le barriere artificiali determinano o un aumento della produzione, fornendo un nuovo habitat in ambiente bentonico, o semplicemente una redistribuzione della biomassa di pesce senza aumentarne la produzione, attirando pesci che altrimenti si sarebbero stabiliti, sarebbero cresciuti e sopravvissuti in habitat naturali.

La produzione e l'attrazione interagiscono nella regolazione della dinamica di popolazione di barriere artificiali e naturali, dove il potere del processo densità-dipendente può determinare quanto della produzione di sub popolazioni di una scogliera naturale compensi la redistribuzione di pesce verso l'habitat artificiale (Wilson *et al.*, 2001).

La questione attrazione-produzione e l'importanza del processo densità-dipendente giocano un ruolo centrale nel dibattito circa l'efficacia delle barriere artificiali (Bohnsack, 1989; Lindberg, 1997).

L'incertezza che circonda il valore delle barriere artificiali come strumento di gestione della pesca è sorta per diverse ragioni. I sistemi marini sono notoriamente sistemi variabili e ciò ha spesso portato a dibattiti su quale fattore (tra i molti) determini variazioni sulle abbondanze di pesce (Doherty e Fowler, 1994; Caley *et al.*, 1996). Si rende, quindi, necessario un approccio pluralista che riconosca l'influenza simultanea di più processi, quantifichi la loro importanza relativa e delinei i risultati che possono essere ottenuti in differenti condizioni (Schmitt *et al.*, 1999; Walters e Korman, 1999). Un altro aspetto da tenere in considerazione è legato al fatto che molte barriere artificiali sono state posizionate senza un predefinito programma scientifico che permettesse di studiarne i loro effetti (Lindberg e Loftin, 1998). Come risultato, gli studi spesso sono condotti in seguito ed offrono solo spunti limitati. Infine, molte indagini hanno focalizzato la loro attenzione esclusivamente sulla modalità di costruzione delle barriere artificiali, piuttosto che su come queste abbiano influenzato le vicine scogliere naturali (Bohnsack *et al.*, 1994; Caley e John, 1996; Tupper e Hunte, 1998).

2.8 - Produzione di stock ittici

La produttività delle barriere artificiali si basa sul presupposto che queste possano fornire ulteriori habitat che determinano un aumento della capacità portante dell'ambiente e di conseguenza dell'abbondanza e della biomassa del biota di barriera (Polovina, 1994; Bortone *et al.*, 1994). La trasparenza dell'acqua, la concentrazione di sedimenti sospesi e il tasso di sedimentazione sembrano essere i principali fattori che influenzano la composizione e la successione della comunità

bentonica, sia sulle scogliere naturali sia su quelle artificiali (D'Anna *et al.*, 2000; Lara e Gonzalez, 1998). Nei siti in cui le barriere artificiali sono state posizionate in acque poco profonde, caratterizzate da bassa torbidità e in prossimità di substrati rocciosi, dopo il primo anno si assiste anche alla colonizzazione da parte di macro-alghe (Hatcher, 1998; D'Anna *et al.*, 2000; Relini, 2000; Monteiro e Santos, 2000).

Organismi sessili incrostanti come balani, briozoi, ascidie e serpulidi sono le specie che in genere colonizzano le barriere artificiali posizionate in diversi siti del Mediterraneo (Cummings, 1994; Relini, 2000; D'Anna *et al.*, 2000; Badalamenti *et al.*, 2000; Relini *et al.*, 1994). La sequenza di colonizzazione macro-bentonica varia con le stagioni, con i siti (Badalamenti *et al.*, 2000; Relini, 2000) e con l'esposizione delle superfici (D'Anna *et al.*, 2000; Glasby e Connell, 2001). In tali ecosistemi artificiali è stato inoltre registrato un significativo aumento della biomassa di invertebrati bentonici rispetto alle scogliere naturali (Sampaolo e Relini, 1994). Uno studio condotto in Portogallo ha, infatti, evidenziato, dopo 3 mesi dal posizionamento di due barriere artificiali, un ricoprimento di più della metà della superficie da parte di specie macro-bentoniche e dopo 6 mesi la totale copertura (Boaventura *et al.*, 2006). Nello stato del Delaware il confronto tra l'epifauna associata ad una scogliera artificiale e l'infauna presente prima del posizionamento, ha dimostrato che la prima è risultata essere da 147 a 895 volte maggiore della seconda, probabilmente per una maggiore disponibilità di superficie di attecchimento, di plancton come cibo e di altre risorse (Foster *et al.*, 1994).

Pochi sono gli studi che hanno messo a confronto le comunità bentoniche associate alle scogliere naturali e alle barriere artificiali, determinando inoltre le scale spaziali di attrazione e/o produzione di specie tipiche delle scogliere naturali (Carr e Hixon, 1997; Perkol-Finkel e Benayahu, 2004).

Il reclutamento di coralli e invertebrati incrostanti sembra differire tra le barriere artificiali e quelle naturali in termini di composizione e/o abbondanza di specie. Gli studi condotti a tal riguardo suggeriscono che la maggior parte dei taxa che colonizzano le barriere artificiali non deriva dalle adiacenti scogliere naturali, e con ogni probabilità non ci sarebbe stato reclutamento se sul sito non ci fosse stata la scogliera artificiale (Perkol-Finkel e Benayahu, 2007). A tal proposito, in uno studio condotto in Mar Rosso su due tipologie di *reef* (naturale ed artificiale) posizionate entro lo stesso *range* di profondità e a pochi chilometri di distanza, si sono registrate forti differenze: le comunità dominanti sulle scogliere naturali erano rappresentate dai coralli duri, mentre sulle barriere artificiali dominavano i coralli molli, e i valori di ricoprimento risultavano pari all'8 e al 90%, rispettivamente (Perkol-Finkel e Benayahu, 2004). I fattori che spiegano le differenti modalità di proliferazione dei coralli molli sono la disposizione nello spazio delle barriere artificiali e l'intensità della luce che influenza la profondità di distribuzione delle differenti specie della barriera (Schuhmacher, 1974; Mundy e Babcock, 2000). Molti coralli preferiscono le superfici verticali o laterali inferiori, poiché la radiazione diretta ha su di loro un effetto negativo (Mundy e Babcock, 1998; Kuffner, 2001). Altri fattori da tenere in considerazione includono una lunga stagione di riproduzione e le varie modalità di propagazione (Weil, 1990; Dahan e Benayahu, 1997a,b; Lutzky, 1997). Le strutture biogeniche prodotte dagli invertebrati sessili e dalle alghe, modificando la topografia e l'eterogeneità dell'habitat di barriera, alterando le cavità tra i blocchi e migliorando il rifugio per individui giovanili ed adulti dalla predazione, dalle forze di marea e dal moto ondoso (Hixon e Brostoff, 1985; Relini *et al.*, 1994) danno alle barriere artificiali l'aspetto di una vera e propria scogliera naturale (Wege e Anderson, 1979; Moring *et al.*, 1989).

Il reclutamento di specie ittiche sulle barriere artificiali è dimostrato dalla presenza di una grande varietà di specie, con percentuali maggiori nei primi mesi che via via decrescono nel tempo (Bailey-Brock, 1989). È stato anche dimostrato che nel tempo il tasso di reclutamento nelle barriere artificiali è uguale o maggiore a quello delle barriere naturali e ciò è indipendente dalla natura della barriera.

Tuttavia alcuni autori hanno osservato che le barriere artificiali hanno un tasso di reclutamento che è uguale o maggiore a quello delle barriere naturali, indipendentemente dal tipo di materiale di cui è composta la barriera (pneumatici, barche, pietra, blocchi cemento, macerie, tubi) (Ambrose e Swarbrick, 1989).

Diverse sono le testimonianze dell'aumento delle popolazioni ittiche associate alle barriere artificiali (Dean, 1983). Al largo della costa del Texas, dopo la costruzione di una barriera, le popolazioni sono aumentate da 300 a 1800 nell'arco temporale di pochi mesi; in Florida dopo soli 7 mesi, è stato trovato un numero di pesci e di specie associate uguale a quello trovato su una barriera naturale; la biomassa su una barriera artificiale al largo dell'Isola Maquevas è risultata 8 volte maggiore rispetto a quella di una vicina barriera naturale, anche se c'era una minore diversità di specie; anche nelle isole Vergini, la biomassa di una barriera artificiale è risultata 11 volte superiore rispetto ad una vicina barriera naturale. Queste performance della biomassa, tuttavia, non sono valide per tutte le specie, infatti, per esempio per quanto riguarda le aragoste la loro presenza nelle barriere artificiali è minore rispetto a quella registrata sulle barriere naturali (Rounsefell, 1972). La ricchezza specifica comunque risulta in genere significativamente superiore rispetto alle barriere naturali e ciò può essere correlato alla maggiore complessità dell'habitat. Relazioni positive, tra la complessità degli habitat ed il numero di individui e di specie, sono state riportate sia per le barriere artificiali che per quelle naturali (Chandler *et al.*, 1985).

Oltre alle prove di aggregazione, ci sono anche aumenti della biomassa e del reclutamento dovuti alla riproduzione. DeMartini *et al.* (1994) hanno identificato in alcune specie di pesci che si alimentavano nei pressi di una scogliera artificiale in California, un aumento della biomassa fino al 78%.

La cattura di piccole aragoste (con una lunghezza di 27 mm) sulle scogliere artificiali nel 1993, è un ulteriore indicatore di reclutamento (Jensen e Collins, 1995), anche se rimane ancora da determinare se le aragoste allo stadio larvale rimangono sul sito, completando così il loro ciclo vitale; tuttavia, a seguito della realizzazione di rifugi in calcestruzzo con pomice (in modo da offrire riparo a uova e larve di aragosta), è stato registrato un significativo aumento della popolazione di aragosta residente (Dean, 1983); ciò è stato considerato come elemento indicativo del fatto che probabilmente le aragoste completino il ciclo vitale in prossimità delle barriere artificiali.

Tali elementi vengono utilizzati a sostegno del fatto che le barriere artificiali posizionate vicino le scogliere naturali, in un primo momento, attraggono pesci dalle scogliere naturali, ma che ben presto sviluppano una vita propria (Dean, 1983).

2.9 - Attrazione di stock ittici

Gli invertebrati sessili e le macroalghe attirano i pesci essendo una fonte di alimentazione essenziale, come dimostrato dalle indagini del contenuto stomacale (Anderson *et al.*, 1978; Johnson

e Stein, 1979; Dudley e Anderson, 1982; Wallace e Benke, 1984). Sono state riscontrate differenze relative all'entità del *grazing* su diverse strutture artificiali, per cui le dimensioni, la struttura e la complessità delle barriere, sono ancora argomento di discussione (Lara e Gonzalez, 1998; Nemeth, 1998; Ohman e Rajasuriya, 1998).

Alcuni studiosi, per variare la complessità delle barriere artificiali, hanno posto materiali di costruzione di piccole dimensioni all'interno di camere vuote (Charbonnel *et al.*, 2002) (fig. 2.10). Si è osservato che aumentando la complessità vi è un aumento di tutti i parametri della comunità indagati: la ricchezza di specie era due volte maggiore, il numero medio delle specie per censimento era tre volte superiore, la densità era aumentata nell'ordine di 10 volte, e la biomassa era 40 volte superiore.

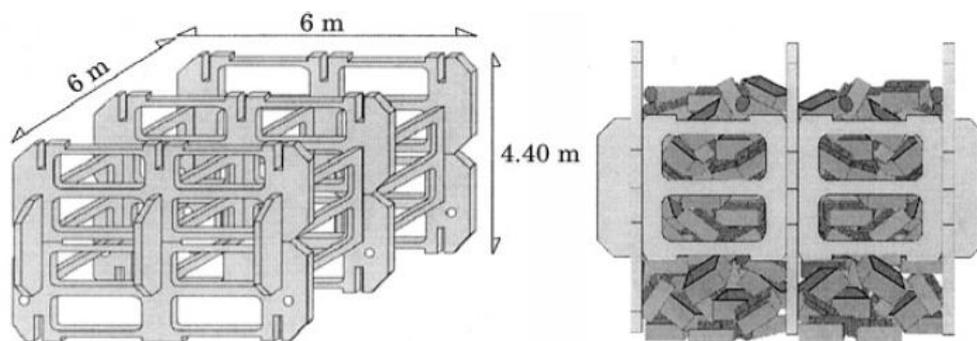


Figura 2.10 - Esempio di aumento della complessità delle barriere artificiali (Charbonnel *et al.*, 2002)

Per questo, habitat più grandi e più complessi possono sostenere un maggiore numero di organismi (Rilov e Benayahu, 1998) e generare un impatto maggiore. Analizzando il fenomeno della predazione del *Balistes capriscus* (pesce balestra) sui ricci di mare nel Golfo del Messico, alcuni autori, hanno trovato che l'area di foraggiamento di questa specie si sviluppava con un raggio di circa 15 m intorno alle singole scogliere artificiali e di circa 25 m rispetto all'intera struttura (Kurz, 1995). Tuttavia, poiché fuori dalle barriere artificiali gli organismi sono più vulnerabili alla predazione, esiste una distanza massima oltre la quale i pesci non si spingono per il foraggiamento; la distanza massima misurata per i pesci residenti rientra nell'intervallo di 20 m dalle barriere (Einbinder *et al.*, 2006). È possibile che i pesci, approfittando del riparo fornito dalle barriere artificiali, foraggino nelle vicinanze di questo in quanto offrono rifugio e riparo da eventuali predatori (Bailey-Brock, 1989).

Si è notato, infatti, che le barriere artificiali possono attirare i pesci da lontano, piuttosto che aumentare la popolazione complessiva locale, ciò indica una distribuzione spaziale non uniforme dei pesci in prossimità delle barriere artificiali (Bohnsack *et al.*, 1994).

Anche se si riconosce che le barriere artificiali attraggono e concentrano specie, per accertare se queste rafforzano gli stock ittici, è richiesta una prova diretta che dimostri un aumento della produzione, come ad esempio un aumento totale della pesca regionale o delle condizioni dello stock, come l'incremento dello sforzo di pesca, reclutamento delle zone circostanti e le modifiche nella classe di età (Bohnsack, 1989). In tale contesto, alcuni autori evidenziano che le specie ittiche caratterizzate da elevati tassi di densità, di colonizzazione, di reclutamento e di cattura non sono prove sufficienti (Laufle e Pauley, 1985; Bohnsack, 1989; Campos e Gamboa, 1989). Ad esempio,

nello studio dei giovanili di aragosta (*Panulirus argus*) è stato scoperto che questi organismi si spostano dall'ambiente naturale verso i rifugi artificiali, senza determinare alcun aumento della produzione (Davis, 1978, 1985); infatti, le barriere artificiali possono provocare la redistribuzione di biomassa piuttosto che un aumento, e ciò è vero principalmente per le specie mobili o per le specie che non hanno habitat limitato (Polovina, 1990). Ad esempio, si sono ottenuti diversi successi con i programmi di miglioramento sui bivalvi nel Mare Adriatico attraverso l'utilizzo di barriere artificiali (Fabi *et al.*, 1989). Quando si ottiene un aumento in produttività, è tipicamente specie specifico e non su tutta la linea (Bohnsack, 1989). Le specie che probabilmente traggono beneficio in termini di aumento della biomassa sono quelle ad habitat limitati, demersali, territoriali e specie di barriera obbligate. L'ipotesi dell'attrazione è da tenere in considerazione dove gli habitat di barriera naturale sono abbondanti, dove le specie hanno un alto tasso di mortalità da pesca, dove il tasso di reclutamento è basso, per le specie pelagiche, estremamente mobili ed in parte reef-dipendenti o opportuniste (Bohnsack, 1989).

2.10 - Posizionamento di barriere artificiali associate a praterie di *P. oceanica*

Le Praterie di *Posidonia oceanica* sono importanti nel fornire habitat per avannotti e invertebrati, nonché per adulti (Bell e Harmelin-Vivien, 1982; Garcia-Raso, 1990).

Nel tentativo di prevenire le attività di pesca a strascico illegale e contribuire a preservare le praterie a *P. oceanica*, un elevato numero di barriere artificiali sono state distribuite a profondità comprese tra i 10 e i 30 m (Guillèn *et al.*, 1994; Bombace, 1996). Il posizionamento di barriere artificiali può alterare la struttura della comunità così come aumentare diversità ed eterogeneità dell'habitat (Spanier *et al.*, 1990), inducendo anche alterazione a livello delle relazioni ecologiche che coinvolgono caratteristiche come l'alimentazione e il comportamento. Tuttavia, la maggior parte studi sugli effetti sulle barriere artificiali fino ad oggi sono stati condotti su habitat caratterizzati da substrati sabbiosi e solo pochi studi hanno affrontato i loro effetti sugli habitat di fanerogame, che sono più eterogenei per natura (Heck e Orth, 1980). Generalmente, le barriere artificiali vengono collocate su fondali incoerenti (sabbia o ghiaia), privi di anfrattuosità e di un sistema di produzione primaria di rilievo. Sono quindi necessari alcuni anni, prima che si raggiunga una produttività tale da rendere possibili importanti variazioni.

L'abbondanza di pesci, indotta dalla presenza delle barriere artificiali all'interno di una prateria, è stata correlata con la disponibilità di cibo supplementare fornito dalla prateria stessa, con l'aumento delle efficienza nel nutrimento e con la presenza di ripari capaci di ridurre la predazione (Bohnsack, 1989; Hair *et al.*, 1994). In particolare, le praterie sono capaci di fornire nuove risorse trofiche in termini di fauna invertebrata associata a *P. oceanica* utili alle specie di barriera (Sanchez-Jerez *et al.*, 1999). Inoltre, l'eterogeneità delle strutture artificiali permette alle specie tipiche delle barriere di colonizzare anche l'habitat a *P. oceanica* (Sanchez-Jerez *et al.*, 2002). Infatti, alcuni studi hanno dimostrato che in ambienti misti (barriere artificiali e praterie di *P. oceanica*) i pesci se disturbati si spostano verso l'interno delle barriere, invece se in cerca di cibo si spostano verso la vicina prateria.

Notevoli vantaggi si rilevano anche relativamente ai tempi di colonizzazione delle barriere artificiali stesse. Infatti, si è osservato che una barriera artificiale immersa in una prateria di *P. oceanica* viene colonizzata e raggiunge un equilibrio in un tempo più breve, essendo inserita in un ecosistema stabile e altamente produttivo (Ragonese e Calvo, 1989).

Tale ipotesi non si basa solo su considerazioni teoriche ma anche su esperienze effettuate con altre fanerogame marine. Per esempio, il posizionamento di piccoli cubi di calcestruzzo in un fondale di circa 9 m di profondità colonizzato da *Thalassia testudinum* e *Cymodocea manatorum*, ha prodotto un incremento di produttività (in termini di ricchezza specifica) pari a 10 volte rispetto alle aree di controllo (Randall, 1963). Questa maggiore biomassa riscontrata nella barriera artificiale viene attribuita dall'autore alla maggiore disponibilità di nutrimento derivante dalla prateria a fanerogame che circonda la barriera stessa. Risultati simili sono stati rilevati dalla comparazione tra la produzione ittica di barriere artificiali posizionate su fondali a fanerogame con quella di substrati naturali (Stone *et al.*, 1979). Infine, Ramos-Esplà *et al.* (2000), in tre anni di osservazioni, rileva che le praterie di fanerogame in associazione con le barriere artificiali sono riuscite ad attrarre 44 specie ittiche, mentre le praterie senza strutture artificiali ne hanno attratte solamente 29.

Ad oggi, il posizionamento di tali strutture sta aumentando, infatti, pianificatori e progettisti sono consapevoli che tali strutture possono avere notevoli effetti ecologici. Vari studi hanno mostrato non solo cambiamenti nell'associazione dei pesci ma anche effetti sulla dieta e sulle specie comunemente presenti nelle praterie di *P. oceanica* (Sàchez-Jerez *et al.*, 2002).

L'utilizzo di strutture con appropriato *design* in associazione con attività di reimpianto di *P. oceanica* finalizzata ad operazioni di ricostruzione del paesaggio sommerso, può rappresentare un valido supporto per una accelerazione dei processi di ricolonizzazione di specie ittiche di interesse ed una protezione contro le attività di pesca illegali nei confronti dell'impianto stesso.

2.11 - Barriere artificiali ed estetica del paesaggio

In passato, il termine paesaggio evocava un riferimento alla piacevolezza per lo più naturalistica di una veduta o di un panorama. Oggi, invece, è all'unanimità riconosciuto che il paesaggio rappresenta l'insieme di tante componenti e azioni. Il territorio, sia esso urbano, naturale, agricolo oppure storico, artistico, sociale, costituisce un unicum inscindibile. Ogni territorio assume determinate valenze paesaggistiche e storico-culturali grazie alle stratificazioni accumulate nel tempo.

Un aspetto ampiamente studiato in ambiente terrestre è la relazione esistente tra ecologia ed estetica al fine di progettare e ripristinare il paesaggio (Gobster *et al.*, 2007), aspetti fondamentali nella gestione delle risorse naturali. In tale contesto la progettazione ecologica è identificabile con "qualsiasi forma di design che riduce al minimo gli impatti distruttivi per l'ambiente integrandosi con i processi viventi, come efficace adattamento e integrazione con i processi della natura" (Van der Ryn e Cowan, 1996).

Il ripristino si basa essenzialmente sui criteri di percezione dell'estetica, infatti come dimostrato da diversi studi, molte proposte di progetti di restauro possono fallire sia a causa della mancanza di sostegno da parte dell'opinione pubblica sia perché i progetti tendono ad essere, ben accettati solo dopo il loro completamento (Junker e Buchecker, 2006; WWF, 2004; Tunstall *et al.*, 2000).

Al fine di progettare e ripristinare il paesaggio (Gobster *et al.*, 2007), la componente estetica è stata valutata per diversi ecosistemi ad esempio per le zone boschive (Ode e Fry, 2002; Hauruet *et al.*, 2014), per le zone umide (Dobbie, 2013), per le zone rurali (Rosley *et al.*, 2013), per le aree urbane (Saukkonen, 2011; Wilschut, 2013), nelle zone costiere (Bliven e Kelty 2005; Sardon e Felleman, 1982) e data la sua importanza, negli Stati Uniti vengono incoraggiati i programmi di sviluppo e

gestione delle coste, che considerano valori ecologici, culturali, storici, ed estetici (16 USC 1451-1464).

L'analisi di diversi casi di studio ha evidenziato che molti progetti di restauro, spesso, modificano lo spazio utilizzato per le attività ricreative (Zaugg, 2005; Bratrach, 2004); di conseguenza, le aspettative locali, su come utilizzare gli spazi restaurati per scopi ricreativi, possono influenzare l'opinione pubblica (Junker *et al.*, 2003; Camenisch *et al.*, 2001). Generalmente, la maggior parte delle persone mostra preferenza estetica per paesaggi e parti di essi che dagli esperti sono valutati come naturali o quasi naturali (Daniel, 2001), anche se sono state evidenziate incongruenze tra le preferenze estetiche e la qualità ecologica in generale (Williams e Cary, 2002; Parsons, 1995; Van den Berg e Vlek, 1998; Karjalainen, 1996), laddove i livelli di qualità ecologica risultano più elevati (Gobster, 1994; Hands e Brown, 2002; Nassauer, 1993).

Il ripristino e la riqualificazione ambientale sono stati applicati in diversi ecosistemi come, le zone umide (Nassauer, 2004), i parchi nazionali (Steinitz, 1990), le aree urbane e sub-urbane (Nassauer, 1993; Gobster, 1994), i terreni agricoli sottoposti a rimboschimento spontaneo (Hunziker e Kienast, 1999), i siti industriali (Hands e Brown, 2002) o le vegetazioni (Williams e Cary, 2002; Schulhof, 1989; Akbar *et al.*, 2003; Purcell e Lamb, 1998).

L'ecologia del paesaggio è una branca dell'ecologia che tradizionalmente si è limitata allo studio dei sistemi terrestri; tuttavia le domande e metodi che definiscono la scienza sono ugualmente attinenti per sistemi marini e litoranei (Wiens, 2002; Wu e Hobbs, 2002). Il paesaggio marino non è altro che il risultato delle numerose interconnessioni fisiche, biologiche e biogeochimiche (Duke *et al.*, 2001) identificate tra i diversi comparti (mangrovie, praterie di fanerogame e barriere coralline) (Ogden e Gladfelter, 1983; Ogden, 1988; Moberg e Folke, 1999; Rönnbäck, 1999; Wolanski, 2001). L'uomo come risposta alla degradazione degli ecosistemi ed alla perdita economica da essa derivante, ha cercato di ripristinare ecosistemi degradati del paesaggio marino con sistemi tecnologici, con il solo scopo di sostituire un servizio prodotto da un ecosistema soprattutto quando il naturale recupero delle funzioni primarie dello stesso è improbabile (Moberg e Rönnbäck 2003). Uno di questi sistemi tecnologici, è rappresentata dall'utilizzo delle barriere artificiali che permettono di mantenere l'eterogeneità dell'habitat al fine di migliorare le nicchie ecologiche per vari organismi marini (Gray, 1997).

Fra i vari aspetti legati alla realizzazione e alla progettazione delle barriere artificiali, però l'analisi della letteratura ha rilevato la mancanza di indagini sulla loro compatibilità estetico-paesaggistica con l'ambiente marino circostante.

In generale, la progettazione delle barriere artificiali ruota attorno alla necessità di contrastare il degrado degli ambienti naturali con i soli scopi di salvaguardare le risorse naturali e offrire diversi vantaggi fornendo risorse, protezione, aree di spawning e nuovi siti per attività ricreative.

Quest'ultimo aspetto assume una importanza rilevante data la dipendenza economica di alcuni paesi dal turismo subacqueo (Cater e Cater, 2001; Van Treeke Schumacher, 1998). In tale contesto, al fine di ridurre l'impatto sugli ecosistemi sensibili, come ad esempio le barriere coralline (Van Treek e Schumacher, 1998; Hawkins *et al.*, 1999; Schleyer e Tomalin, 2000; Tratalos e Austin, 2001), si sta cercando di deviare il turismo subacqueo verso aree alternative ecologicamente meno sensibili (Polake Shashar, 2012), quali ad esempio, le barriere artificiali che possono risultare un fattore chiave sia per il miglioramento di habitat preesistenti sia perché queste attrarre fauna ittica anche in ambienti sterili. Pertanto, in relazione al volano economico connesso alle immersioni da parte di subacquei attorno alle barriere artificiali, la loro progettazione deve essere mirata non solo al

soddisfacimento dell'aspetto funzionale ma anche alle esigenze estetiche dei turisti.

Tuttavia, al fine di deviare la pressione sugli ambienti naturali, delle barriere artificiali occorre considerare non soltanto posizionamento ma anche altri aspetti quali: le dimensioni, la copertura (piante, alghe, coralli e fauna ittica) e l'estetica (Polake Shashar, 2012). In tale contesto, l'analisi della letteratura ha mostrato che in ambiente marino, la valutazione della qualità estetica del paesaggio, in relazione agli aspetti legati alla realizzazione e alla progettazione delle barriere artificiali, è presa in considerazione esclusivamente in riferimento alla realizzazione di strutture emerse di protezione delle spiagge (quali ad esempio gli argini a mare. Questi, quando sono a vista, risultano essere molto impopolari, principalmente a causa dell'impatto estetico negativo e della conseguente perdita di servizi; viceversa se tali strutture, vengono sommerse, risultano facilmente accettate dall'opinione pubblica, in quanto assolvono alla loro funzione di protezione delle spiagge senza determinare alcuna perdita di servizi e nessun impatto estetico negativo (Ranasinghe e Turner, 2006). Pertanto, la compatibilità estetico-paesaggistica con l'ambiente circostante viene insufficientemente considerata nell'ambiente marino (Inglis *et al.*, 1999; Dinsdale e Fenton, 2006; Needham *et al.*, 2011), qui infatti, l'aspetto che si predilige in fase di progettazione delle barriere artificiali riguarda la capacità che queste hanno nel salvaguardare gli ambienti naturali (Moberg *et al.*, 2003), senza mai prendere in considerazione se le preferenze estetiche delle comunità localicorrispondano agli obiettivi degli esperti e dei progettisti, o se questi differiscono o almeno si sovrappongono (Parsons, 1995; Nassauer, 2004; Zedler e Leach, 1998; Gobster *et al.*, 2007). Invece una barriera artificiale, sebbene sommersa, può rappresentare un habitat visivamente interessante, esteticamente piacevole, ricco di svariate specie di pesci, e quindi contribuire a guidare gli sport acquatici incrementando i ricavi derivanti da attività di snorkeling ed immersioni.

Capitolo 3

Materiali e Metodi

3.1 - Ricerca Bibliografica

Lo stato delle conoscenze nel campo delle barriere artificiali e della riforestazione delle fanerogame marine ed in particolare di *P.oceanica* è stato aggiornato attraverso la consultazione dei principali database scientifici consultabili online: Scopus, Science Direct e ISI Web of Knowledge.

Per focalizzare la ricerca, è stato posto un filtro selettivo in modalità «Advanced Search» inserendo all'interno del campo «Abstract, Title, Keywords» («Topic» for ISI Web of Knowledge) nel caso delle barriere artificiali le seguenti keywords: *Artificial reef, Design e Aesthetic* e le loro combinazioni, invece nel caso della riforestazione: *Posidonia oceanica, Restoration, Recovery e Transplant* e le loro combinazioni.

Inoltre, è stato utilizzato l'operatore logico AND per recuperare tutti i documenti che contengono entrambi i termini inseriti, l'operatore di troncamento * per ricercare tutte le varianti che iniziano con la stessa radice e, infine, le virgolette per trovare i documenti in cui i termini di ricerca compaiono insieme.

Per la riforestazione, la ricerca bibliografica effettuata ha esitato un numero complessivo di lavori che varia da 4 a 1.394 a seconda dei database di ricerca utilizzati (Tabella 3.1); di ognuno di questi è stato letto preliminarmente il titolo e, se ritenuto inerente all'argomento riforestazione, si è proceduto alla lettura dell'abstract; in tal modo non è stato escluso nessun articolo anche laddove l'argomento è stato trattato in maniera marginale. Inoltre, è stato ritenuto opportuno avvalersi anche dell'utilizzo del database in possesso del Dipartimento di Scienze della Terra e del Mare al fine di avere un quadro completo dell'argomento. In particolare, gli articoli selezionati sono presenti su diverse riviste che si occupano di tematiche attinenti l'argomento della riforestazione ed il periodo di rilevazione è compreso tra il 1995 e il 2012.

Tabella 3.1 – Ricerca bibliografica *Posidonia oceanica*.

<i>Database</i>	Scopus	Isi web of Knowledge	Science Direct
<i>Keywords</i>			
" <i>Posidonia oceanica</i> " AND "restoration"	477	36	336
" <i>Posidonia oceanica</i> " AND "recovery"	725	4	662
" <i>Posidonia oceanica</i> " AND "transplant"	192	39	139
TOTALE	1394	79	1137

Invece, per quanto riguarda le barriere artificiali, la ricerca bibliografica ha esitato un numero complessivo di lavori che varia da 197 a 1.305 a seconda dei database di ricerca utilizzati (Tabella 3.2); a seguito della lettura del titolo e dell'abstract, ne sono stati successivamente selezionati 148 inerenti agli aspetti sia funzionali che del ripristino ambientale, presenti su 45 diverse riviste che si occupano di tematiche sulla conservazione e gestione delle risorse marine. Il periodo di rilevazione è compreso tra il 1985 e il 2013.

Gli articoli selezionati sono inerenti a strutture realizzate dall'uomo al fine di ripopolare, ripristinare, proteggere habitat e aree di nursery e con funzione anti-strascico; fra questi sono stati esclusi tutti quelli che invece utilizzavano come barriere artificiali relitti affondati casualmente o intenzionalmente, come ad esempio navi, aerei, autoveicoli o piattaforme petrolifere dismesse e tutte quelle strutture realizzate con la funzione di frangiflutti. Inoltre, sono stati analizzati anche i riferimenti bibliografici presenti all'interno degli articoli selezionati per identificare ulteriori pubblicazioni pertinenti e non presenti nei database scientifici consultati. Lo screening delle pubblicazioni ha permesso pertanto di individuare i più importanti "caratteri comuni", sia funzionali che legati al ripristino ambientale, applicati per la realizzazione delle barriere artificiali, quali progettazione (materiali, forme, cavità) e monitoraggio, congiuntamente ad un quadro complessivo sulla loro distribuzione geografica.

Tabella 3.2 – Ricerca bibliografica Barriere artificiali.

<i>Keywords</i> \ <i>Database</i>	Scopus	Isi web of knowledge	Science Direct
"Artificial Reef*"	1.159	993	181
"Artificial Reef*" AND "Design"	146	109	16
"Artificial Reef*" AND "Aesthetic"	3	1	1
TOTALE	1305	1102	197

3.2 - Area di studio

L'attività svolta rientra nell'ambito del progetto: PON01_03112 - Tecnologie avanzate eco-sostenibili finalizzate alla bonifica ed al ripristino di aree marine costiere degradate (TETIDE) ed in particolare al "Recupero del paesaggio sommerso attraverso la riforestazione di *P. oceanica* e attraverso l'utilizzo di barriere artificiali". Il SIN Priolo, dichiarato "Area di elevato rischio di crisi ambientale" nel 1990, si sviluppa su una superficie di circa 5.815 ha a terra e circa 10.068 ha a mare, comprensivi delle aree portuali di Siracusa ed Augusta, ed è ubicato nei territori dei Comuni di Augusta, Priolo Gargallo, Melilli e Siracusa (figura 3.1).

All'interno del SIN sono inclusi: un polo industriale costituito da grandi insediamenti produttivi, prevalentemente raffinerie, stabilimenti petrolchimici, centrali di produzione di energia elettrica e cementerie; l'area marina antistante, comprensiva delle aree portuali di Augusta e Siracusa; numerose discariche di rifiuti; lo stabilimento ex Eternit di Siracusa (dove si producevano manufatti in cemento – amianto) e le aree umide (Saline di Priolo e di Augusta).

Il sito di Priolo si sviluppa prevalentemente lungo la fascia costiera, con un affaccio a mare di oltre 30 km. Per quanto riguarda l'area marina, essa è costituita dalla fascia costiera delimitata a nord da Torre Avolos (cittadella di Augusta) e a sud da Punta Castelluccio, e include la Rada di Augusta ed il Porto di Siracusa, spingendosi al largo per circa 3 km. L'area marina, che presenta problematiche di rilevante entità, può essere suddivisa nelle seguenti tre aree:

- la Rada di Augusta, un'ampia baia naturale con un'estensione di circa 23,5 km² su circa 8 km di lunghezza e 4 km di larghezza, con una profondità media dei fondali di circa 15 m. La rada ha origine dalla chiusura di buona parte dell'insenatura naturale per mezzo di dighe foranee, che sono state realizzate nei primi anni '60 lungo il suo lato meridionale ed orientale, a creare un vastissimo bacino portuale comunicante con il mare aperto attraverso due strette imboccature, Scirocco a sud e Levante a est, in corrispondenza delle quali si registra una profondità massima

di circa 40 m

- il tratto di mare compreso tra la Rada di Augusta e il Porto di Siracusa (compresi il Seno del Priolo, gli specchi antistanti la Penisola Magnisi e lo stabilimento Ex Eternit – discarica a mare di cemento-amianto)
- il Porto Grande e il Porto Piccolo di Siracusa (compresi i fiumi Anapo e Ciane)



Figura 3.1 – Perimetrazione del SIN di Priolo (D.M. 10/01/2000).

3.2.1 - Breve storia dello sviluppo industriale della Rada di Augusta

La moderna industrializzazione negli Iblei inizia subito dopo la fine della seconda guerra Mondiale nel 1948 con la costruzione ad Augusta della raffineria RA.SI.O.M. successivamente ceduta alla Esso. Nel corso degli anni il processo di industrializzazione che ha interessato la fascia costiera della Baia di Augusta si è intensificato ed oggi nel Polo industriale compreso nella perimetrazione del SIN Priolo si registra una massiccia presenza di attività industriali, quali:

- raffinazione di petrolio greggio;

- stoccaggio e movimentazione di prodotti petroliferi;
- produzione di prodotti chimici di base (etilene, propilene, benzene, toluene, p-xilene, o-xilene);
- produzione di basi lubrificanti;
- produzione di prodotti derivanti dal petrolio (paraffine, olefine, alchilati, alcoli);
- produzione di cemento;
- produzione di gas tecnici;
- produzione di energia elettrica;
- trattamento acque reflue.

Una vasta gamma di contaminanti, introdotta in questo tratto di costa fin dai primi anni '50 ha, pertanto, provocato il degrado ambientale per cui oggi è nota la Baia di Augusta ed in particolare la Rada.

Le cause del degrado ambientale dell'area e del rischio per la popolazione che vi abita possono essere sintetizzate in 4 principali problematiche:

- l'accumulo nei suoli, nei sedimenti marini e nelle acque di diverse sostanze tossiche sia di natura organica che inorganica e la loro possibile mobilitazione verso le altre sfere biogeochimiche;
- l'elevata presenza di discariche, di cui molte abusive, all'interno e all'esterno dell'area industriale per lo smaltimento dei rifiuti speciali;
- il depauperamento della falda idrica, a causa dei massicci emungimenti da parte delle aziende del polo petrolifero, che ha causato un forte abbassamento del livello piezometrico. La conseguente intrusione di acqua di mare ha notevolmente innalzato la salinità delle acque rendendo inutilizzabili molti pozzi a scopo potabile. Inoltre, le perdite dai parchi serbatoi, dagli impianti e dalle tubazioni ha causato il massiccio inquinamento della falda, anche a livello profondo, con idrocarburi di varia natura, soprattutto nelle aree intorno a Priolo ed ai vari impianti;
- il degrado della qualità dell'aria connessa all'elevate emissioni di SO₂, NO_x e microinquinanti emessi dai camini delle industrie del polo petrolchimico, che determinano il verificarsi di frequenti fenomeni di smog fotochimico con relative alte concentrazioni di azoto.

A partire dagli anni '70 con il manifestarsi dei primi danni evidenti all'ambiente causati dal forte degrado ambientale dell'area, la comunità scientifica ha cominciato ad interessarsi alla Baia di Augusta. Tale degrado è, inoltre, aggravato dall'influenza combinata di elementi geografici naturali, che non favoriscono l'idrodinamismo. Le correnti marine all'interno della rada sono piuttosto deboli, specialmente nella parte centrale del bacino. Gli unici flussi di una certa intensità sono riscontrabili in prossimità delle due imboccature che si affacciano sul mare aperto. La circolazione marina è in preponderanza legata al vento e l'influenza dei fattori mareali e termalini risulta alquanto ridotta. Per la conformazione naturale della rada e per la presenza delle dighe foranee, l'idrodinamismo all'interno di essa è ridotto e di tipo ciclonico, sfavorevole allo scambio con le acque delle aree esterne (ICRAM, 2008).

Qui di seguito è riassunto il quadro conoscitivo circa il grado e la qualità delle contaminazioni presenti nelle diverse matrici ambientali del territorio di Augusta, in particolare, viene descritto lo scenario completo della ricerca ambientale dagli anni 50' ad oggi, distinguendo tra l'area all'interno la Rada di Augusta e quella all'esterno (litorale di Priolo).

3.2.2 - Rada di Augusta

La Rada di Augusta è stata nel tempo oggetto di numerosi dragaggi ed il materiale della rada è stato per molto tempo scaricato tal quale in aree marine prospicienti la rada. Già Molinier e Picard (1958) affermano che nella Baia di Augusta le operazioni di scavo per ampliare il porto, le costruzioni di canali di accesso alle grosse navi e lo sbancamento di terreni lungo la costa sono effettuati con una certa frequenza e senza una precisa normativa, contribuendo a destrutturare le comunità bentoniche originarie come quelle a fanerogame marine ed in particolare a *P. oceanica*.

Gli studi scientifici sulla Rada di Augusta eseguiti alla fine degli anni '70, prima dell'entrata in funzione del depuratore IAS di Priolo avvenuta nel 1983, mettono in evidenza come la colonna d'acqua sia stata interessata da significative crisi di eutrofizzazione algale, a causa dell'aumento di nitrati e fosfati (De Domenico, 1972; Genovese e De Domenico, 1975). Sciacca e Fallico (1978) ipotizzano un collegamento fra le elevate concentrazioni di idrocarburi ed elementi in traccia misurate nei sedimenti marini del settore interno della rada e le attività industriali ivi presenti, con conseguenti effetti distrofici sullo stesso ambiente.

Nel 1979, con le ripetute morie di pesci documentate nella rada che presentano una marcata degenerazione epatica e muco nelle branchie, cominciano le prime indagini sugli organismi. Dall'analisi dei risultati di uno studio sui policheti è possibile suddividere la rada in sei zone ad inquinamento crescente in funzione degli scarichi industriali (Cantone e Pilato, 1981). Genovese (1981) dimostra che nutrienti e inquinanti sono generalmente confinati all'interno dei frangiflutti della rada, favorendo il loro accumulo nei sedimenti e il verificarsi di episodi di eutrofizzazione.

In base alla assenza/presenza di popolamenti malacologici perturbati dal bioaccumulo di idrocarburi ed elementi in traccia, la rada è ripartita in una "zona di acqua pura" e in una "zona soggetta a inquinamento" (Di Geronimo, 1983). Il primo studio sui popolamenti a briozoi nel Golfo di Augusta suggerisce un incremento del degrado ambientale della rada da nord a sud (Galluzzo, 1983-1984). La riduzione qualitativa del popolamento a policheti evidenzia, inoltre, un gradiente decrescente di inquinamento dal versante occidentale della rada a quello più orientale, porzione a maggiore contatto col mare aperto, grazie alla presenza delle due imboccature artificiali che separano la rada dal Mar Ionio e dal Seno del Priolo (Cantone e Pilato, 1981). All'interno della rada, differenze tra i due versanti sono riscontrate sia nei popolamenti bentonici di substrato duro dell'infralitorale superiore (Di Geronimo, 1985) sia nel fitobenthos delle frange meso e infralitorali (Cormaciet *al.*, 1985a). Una povertà quali-quantitativa generalizzata, che conferma il persistere della situazione di degrado, si riscontra anche nei popolamenti bentonici di substrato mobile all'interno della rada, che mostrano i minimi valori di abbondanza, varietà specifica e stagionalità nella porzione più meridionale della rada, fortemente condizionata da fattori antropici (Giacobbe *et al.*, 1992).

Nicotra (2007), nell'ambito di un progetto di monitoraggio costiero commissionato dal comune di Melilli, ha effettuato indagini preliminari delle acque, dei sedimenti e della fauna a briozoi della Rada di Augusta. Dai risultati ottenuti si evince che le stazioni interne alla rada (in prossimità della Raffineria Esso e tra il pontile Marina Militare e il pontile delle Superpetroliere, in prossimità dell'Enichem ErgMed ex Agip) sono altamente inquinate da prodotti industriali derivati dai cicli di lavorazione industriale. Nicotra *et al.* (2007) descrivono le malformazioni scheletriche di due specie ittiche (*Sarda sarda*, Bloch; *Pagellus erythrinus*, Linneo) catturate nelle acque costiere antistanti la

rada, ipotizzando che tali anomalie siano dovute alla contaminazione diffusa da elementi in traccia, di cui lo zinco sembra essere il principale responsabile.

Un'indagine ecotossicologica condotta dentro e fuori la rada indica una grave contaminazione da mercurio nei sedimenti campionati in prossimità dell'impianto cloro-alkali (Ausiliat *al.*, 2008). In esemplari di *Mytilus galloprovincialis* (sia nativi che trapiantati) e di *Mullus barbatus* è stato evidenziato il marcato effetto tossico del mercurio: un'incidenza di micronuclei mai trovata finora si è registrata sia negli ematociti sia nelle branchie degli organismi studiati (11‰ nei molluschi e 9‰ nei pesci).

3.2.3 - Litorale di Priolo (dalla diga foranea della Rada di Augusta al Porto Grande di Siracusa)

I primi studi risalgono agli anni '80. Al di fuori della rada, fra Punta S. Elia e Punta S. Panagia, si riscontra una degradazione dei popolamenti fitobentonici causata dalla notevole torbidità della colonna d'acqua (Cormaciet *al.*, 1985b). Verso il largo la situazione è meno critica ma comunque soggetta a inquinamento di tipo urbano. Cognetti e Cognetti (1992) dimostrano la presenza di un popolamento a *Caulerpa racemosa* presso la Marina di Melilli, popolamento insediatosi in un tratto di mare nel quale il massivo apporto di inquinanti (sversamento di idrocarburi, scarichi di acque di centrali termiche, scarti di lavorazioni industriali in genere) ha causato la morte, prima della realizzazione dell'impianto di depurazione IAS, di un preesistente posidonieto del quale restano soltanto i rizomi ricoperti da uno spesso strato di sabbia grossolana e fango, con il conseguente azzeramento della biodiversità.

Secondo Catra e Mollica (1993), nel tratto costiero antistante la Marina di Melilli, la gestione razionale dell'impianto di depurazione dell'ISAB (oggi Erg Sud) e gli scarichi, soprattutto termici, degli altri impianti industriali hanno portato alla scomparsa della zona inquinata molismologica e all'ampliamento della zona subnormale.

Storelliet *al.* (2005) hanno verificato nel Mar Ionio la contaminazione da Hg e da metilmercurio in due specie di notevole importanza alieutica, *Merluccius barbatus* e *M. merluccius*. Nei tessuti muscolari degli esemplari di *M. barbatus* sono state misurate concentrazioni di entrambi i contaminanti quattro volte superiori rispetto a quanto misurato nei tessuti di *M. merluccius*. Pertanto, dal punto di vista tossicologico l'assunzione di mercurio attraverso il consumo di alcuni pesci, in particolare di specie bentoniche, potrebbe rappresentare un rischio per l'alimentazione umana.

Polymenakouet *al.* (2006) correlano gli alti livelli di acidi grassi misurati nei sedimenti della Baia di Augusta con l'elevata concentrazione di idrocarburi.

Indagini sullo stato ecologico del tratto di costa tra Capo Santa Croce e la città di Augusta e a sud della Penisola Magnisi, condotte da SOGESID S.p.A. per conto della Regione Siciliana per redigere il Piano di tutela delle acque della Sicilia (Regione Siciliana - SOGESID S.p.A., 2007), rivelano che i valori di TRIX per il 75% dei campioni d'acqua esaminati ricadono in classe 1 (stato elevato) e per la rimanente parte in classe 2 (stato buono). I valori di TRBIX nei campioni analizzati sono da mettere in relazione con una elevata quantità di particolato non vivente in sospensione.

Un'approfondita indagine morfobatimetrica e sedimentologica sulla Baia di Augusta è stata recentemente effettuata da Budillon *et al.* (2008). I dati batimetrici rivelano, possibili pratiche di *dumping* di sedimenti, presumibilmente derivanti da dragaggi interni alla rada. Una coltre fangosa, che ha conseguentemente portato con se anche il suo carico di contaminanti, è stata artificialmente introdotta nel sistema costiero, ricoprendo e sigillando i sedimenti di età preindustriale, caratterizzati da una normale sedimentazione costiera.

Tale ipotesi avvalorata, inoltre, i recenti studi di carattere multidisciplinare effettuati su sedimenti superficiali prelevati *offshore* dalla Baia di Augusta, a notevole distanza dalle sorgenti di inquinamento (Di Leonardo *et al.*, 2007; 2008). Tali studi rilevano una profonda alterazione dei flussi naturali degli elementi chimici nella zona *offshore* di Augusta. In particolare, nei sedimenti *offshore* i simultanei e ripetuti arricchimenti di Hg (a partire dal 1950) e di TOC di presumibile derivazione terrestre fanno ipotizzare che in mare aperto si siano verificati ripetuti scarichi di materiale dragato proveniente dalla rada, che hanno determinato un cambiamento sia nella sorgente che nella composizione naturale dei sedimenti. Oltre alle elevate concentrazioni di Hg, nei medesimi sedimenti sono state misurate alte concentrazioni di IPA, che sembrano avere determinato un forte cambiamento nella fauna bentonica rappresentata dalle comunità a foraminiferi bentonici. Queste comunità mostrano una riduzione nella diversità e nella densità delle popolazioni, nanismo delle specie adulte, una frequente presenza di esemplari deformi ed un incremento della percentuale di individui appartenenti a poche specie opportunistiche (Di Leonardo *et al.*, 2007, 2008).

È, quindi, plausibile che i materiali dragati scaricati a largo dai fondali della rada e contenenti sostanze tossiche ad elevato potenziale eco-tossicologico abbiano instaurato nuove situazioni di inquinamento in aree precedentemente incontaminate.

3.2.4 - Comunità fitobentonica lungo la fascia costiera

Una caratterizzazione biocenotica dell'area tra la diga foranea della Rada di Augusta e le scogliere rocciose di Capo Santa Panagia, effettuata mediante rilievi geofisici marini, rivela, soprattutto nella parte settentrionale, una discreta presenza di *P. oceanica* con la classica struttura a *matte*. Lo stato di salute della prateria è notevolmente degradato (A.R.P.A. SICILIA, 2005). In particolare, il tratto costiero che coincide con il Golfo di Augusta è caratterizzato da un ricoprimento di *P. oceanica* di circa il 36,2% (2965 ha) dell'area di mare compresa tra la linea di costa e la batimetrica dei -50 m (AA.VV., 2002). La prateria è caratterizzata da una distribuzione a chiazze nella Marina di Melilli e a radure nella Rada di Augusta; si impianta prevalentemente su *matte* ed ha una percentuale di rizomi plagiotropi dell'80%. Un ricoprimento del 75% è stato osservato nella Rada di Augusta, dove sono state inoltre riscontrate percentuali di *matte* morta del 15%. Il sedimento della zona di confine è costituito da massi, ghiaia, sabbia e sabbia organogena. *Ripple marks* sono presenti in entrambe le stazioni con un'altezza inferiore ai 10 cm, mentre si riscontrano formazioni erosive esclusivamente nella Rada di Augusta.

In particolare l'area oggetto dello studio è compresa tra il Seno di Priolo e la penisola Magnisi e risulta essere caratterizzata da un incremento costante della quota batimetrica in direzione costalargo, con una rottura di pendenza attorno all'isobata dei -15m. Oltre tale batimetria si raggiungono rapidamente grandi profondità. I fondali sono caratterizzati dalla presenza di strutture terrazzate,

con salti di quota che possono arrivare ad oltre 2 m. Tali strutture, attribuibili a *matte* morte intervallate da patch di sabbia di varia granulometria, testimoniano l'esistenza di una pregressa prateria di *P. oceanica* che occupava la quasi totalità dell'area. Le *matte* morte occupano nel complesso una superficie di circa 58 ha, pari al 43,9% del totale dell'area investigata, mentre i substrati mobili occupano una superficie di circa 60 ha pari al 45,5% della superficie investigata. Il restante 10,6% della superficie investigata (14 ha) è invece caratterizzata dalla presenza di substrato roccioso.

Gli studi sulla vegetazione effettuati hanno dimostrato che il popolamento vegetale dominante su substrato mobile risulta essere caratterizzato da estesi prati di alghe verdi rizofite con prevalenza di *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V.Lamouroux) e subordinatamente di *Caulerpa cylindracea* Sonder e *Caulerpa taxifolia* (M.Vahl) C.Agardh (figura.3.2).



Figura3.2 - Popolamento ad alghe verdi rizofite *Caulerpa prolifera*, *cylindracea* e *taxifolia*.

3.3 - Riforestazione

L'attività di riforestazione relativa allo studio in oggetto ha previsto tre fasi differenti:

- la sperimentazione per il trapianto di *P. oceanica* con il supporto in *mater-bi*;
- l'individuazione delle aree idonee al trapianto di *P. oceanica* sfruttando il modello proposto da Pirrotta *et al.* (in stampa);
- l'attività di riforestazione in campo, ed in particolare delimitazione delle aree destinate al trapianto di *P. oceanica* e fissaggio dei paletti, prelievo delle talee dal sito donatore e messa a dimora delle talee utilizzando il supporto in materiale bioplastico

3.3.1 - Sperimentazione in situ di un supporto biodegradabile in mater-bi per il trapianto di *P. oceanica*

Una delle principali cause di insuccesso dei progetti di riforestazione è rappresentata da un'inefficace sistema di fissaggio delle talee al substrato. La sperimentazione prevede l'utilizzo di un prodotto innovativo, (brevetto depositato da Biosurvey S.r.l., Spin-off dell'Università di Palermo e IDEA S.r.l.) costituito da un sistema realizzato in plastica biodegradabile (bioplastica Mater-Bi) per il posizionamento in forma rapida ed efficace di talee di *P. oceanica* sul fondo marino, allo scopo di garantirne l'attecchimento e la crescita e di agevolare la dinamica naturale di sviluppo della prateria. 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 (Figure 3.3). In relazione alla tipologia di fondale (*matte*, sabbia, misto) può essere adottata una tipologia di picchetto di differenti lunghezze. La struttura a raggiera è modulare con un nodo centrale, bloccato al picchetto da un dado, e sei braccetti su cui sono presenti un numero variabile di supporti (pinzette) per l'ottimale fissaggio delle talee. In particolare, tenuto conto che *P. oceanica* presenta rizomi con sezione ellittica, la pinzetta è stata configurata in forma ovale così da ottenere un migliore inserimento del rizoma (figura 3.3). Inoltre, le pinzette sono disposte con un'inclinazione di 40° allo scopo di mimare l'angolo di espansione clonale con cui la pianta in natura colonizza il fondale (Marbà e Duarte, 1998). Tale sistema permette di fissare anche plantule di *Posidonia*, attraverso sistemi di aggancio opportunamente dimensionati.

La sperimentazione è stata condotta nel maggio 2012 in un'area ad elevata qualità ambientale (Baia di Mondello – Palermo) (figura 3.4) per verificare l'attecchimento dei trapianti ancorati sia su un fondale sabbioso a *Cymodocea nodosa* (figura 3.12) che su *matte* morta (figura 3.13), a circa 6 metri di profondità.

Le talee raccolte nel sito donatore sono state conservate in sacchi di iuta e trasportate fino in barca, dove sono state poste in contenitori di plastica contenenti acqua di mare, in modo da evitare il più possibile la disidratazione delle foglie (figura 3.5 e 3.6).

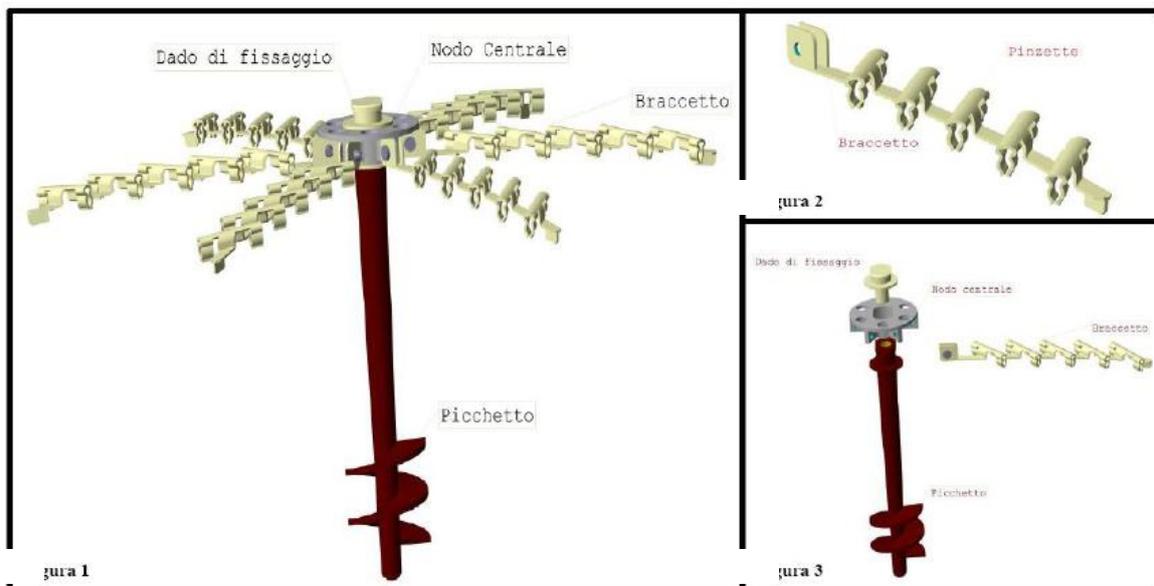


Figura 3.3 - Supporto biodegradabile in Mater-Bi assemblato a raggiera (1) e particolari dei singoli moduli: braccetto (2) e picchetto con modalità di montaggio (2).

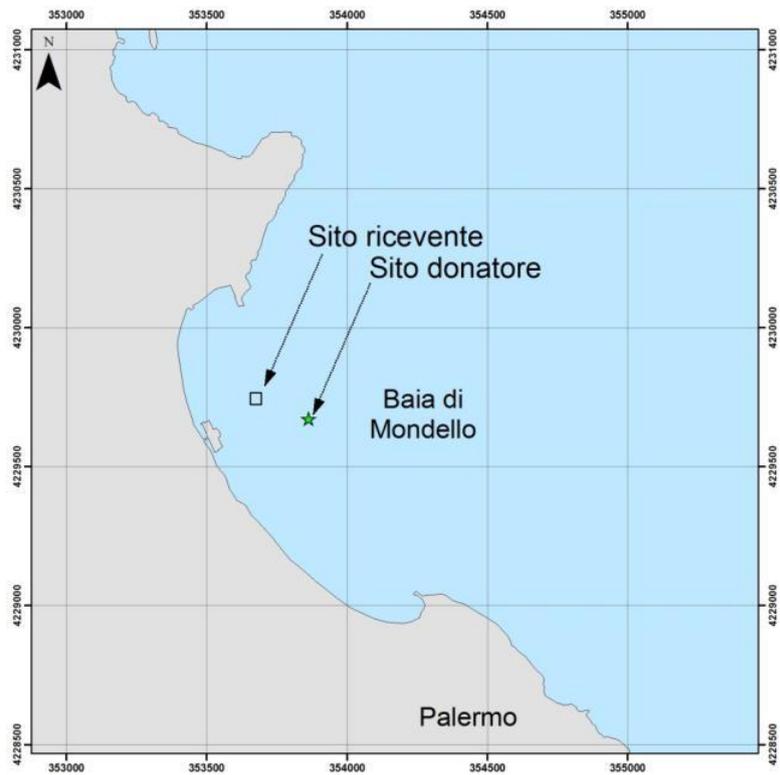


Figura 3.4– Mappa dell’area di studio ed ubicazione del sito donatore e ricevente



Figura 3.5–Deposizione delle talee dai sacchi di iuta



Figura 3.6–Conservazione delle talee in contenitori di plastica riempiti con acqua di mare

Le talee raccolte sono state quindi fissate ai bracci del supporto in Mater-Bi, detto stella, mediante delle fascette in bio-plastica, in modo tale che i fasci fossero rivolti verso l’alto (figura 3.7). La posizione orizzontale del fissaggio simula quella adottata dalla maggior parte delle talee quando, staccatesi dalla prateria di origine, si adagiano sul fondale per poi ancorarsi ad esso (Meinesz *et al.*, 1993). Sono state sistemate 5 talee per ciascun braccio, per un totale di 30 talee per ogni stella. Per tutta la durata delle attività di fissaggio ai braccetti della stella, il materiale vegetale è stato tenuto costantemente sommerso per evitarne la disidratazione.



Figura 3.7 – Fissaggio delle talee ai bracci della stella

Una volta terminato il fissaggio delle talee, si sono assemblate le stelle, bloccando al nodo centrale 6 braccetti portanti le talee (Figure 3.8 e 3.9) e successivamente si è provveduto al conteggio della densità totale di ogni stella.



Figura 3.8- Fissaggio dei braccetti al nodo centrale della stella



Figura 3.9 – Stella pronta per la messa a dimora

Per la messa a dimora delle stelle, i picchetti della struttura sono stato avvitati all'interno del substrato utilizzando un apposito strumento ad aria compressa e successivamente la struttura a raggiera è stata fissata alla testa del picchetto, mediante il dado di fissaggio (figura 3.10-3.11). Sono state posizionate 10 stelle, per un totale di 300 talee e 1336 fasci.



Figure 3.10 e 3.11 - Fasi operative di fissaggio della stella

Gli impianti sono stati realizzati su due substrati differenti, 5 stelle su *matte* (figura 3.12) e 5 stelle su

un substrato sabbioso colonizzato da *Cymodocea nodosa*, ad una profondità di 6 m (figura 3.13).



Figura 3.12 - Impianto su *Matte*



Figure 3.13 - Impianto su *Cymodocea nodosa*

Tutte le fasi della sperimentazione, dalla raccolta delle talee alla messa a dimora delle stelle, sono state eseguite nell'arco di una giornata.

3.3.2 - Individuazione di un sito idoneo per la riforestazione con *P. oceanica*

Vari studi hanno reso evidente l'importanza che assume un'attenta selezione dell'habitat per interventi di riforestazione dell'ambiente marino costiero (van Katwijk *et al.*, 2009). La selezione del sito richiede attenzione sui requisiti dell'habitat, che dovrebbe essere scelto tenendo conto di alcune caratteristiche comuni per tutte le fanerogame marine (Fonseca *et al.*, 1998). Occorre avere a disposizione, fondali simili a quelli di praterie vicine; serie storiche di dati di crescita delle fanerogame; in mancanza di informazioni sulla storia del sito, occorre assumere che l'assenza delle fanerogame indica alcune difficoltà relative alla colonizzazione e alla persistenza; se la perdita delle fanerogame è dovuta a cause antropiche, queste debbono essere cessate; il sito non deve essere soggetto a frequenti tempeste o movimenti sabbiosi; non deve essere in atto un processo di ricolonizzazione naturale; la riforestazione deve avere avuto successo in zone simili; devono essere presenti aree sufficientemente grandi per condurre il progetto.

Inoltre, per verificare l'idoneità di un sito a ricevere un impianto di riforestazione sarebbe opportuna una conoscenza approfondita delle caratteristiche ambientali dell'area da ripristinare che tenga conto dei seguenti parametri:

1. qualità del corpo idrico, in particolare, la luce è uno dei fattori più importanti per lo sviluppo di una prateria, che necessita di un'irradianza superiore al 10% di quella che arriva in superficie (Duarte, 1991). Pertanto, le condizioni di torbidità, dovute al materiale in sospensione e/o alla presenza di fitoplancton, sono da evitare;
2. l'eutrofizzazione è un altro fattore limitante, poiché riduce l'irradianza nella colonna d'acqua attraverso i bloom algali di fitoplancton e la crescita abnorme di epifiti sui lembi fogliari;
3. il regime idrodinamico, infatti, i movimenti dell'acqua sono importanti per l'apporto di nutrienti e di carbonio inorganico necessari per la fotosintesi. Le correnti ottimali, anche dal punto di vista delle dinamiche di sedimentazione, devono presentare velocità comprese tra 5 e 100 cm/sec, e devono pertanto essere evitate zone ad elevato o a scarso idrodinamismo (Koch, 2001);

4. il sedimento: la materia organica presente nel sedimento non deve superare il 5%, perché ciò potrebbe causare ipossia e solfato riduzione (Koch, 2001);
5. la variabilità genetica: l'alta variabilità genetica delle piante utilizzate è un importante fattore che aumenta la resilienza della prateria (Ehlers *et al.*, 2008).

In particolare, Boudouresque *et al.* (1994) hanno redatto, per *P. oceanica*, un codice di buona condotta che deve essere applicato negli interventi di riforestazione. I principali punti del codice sono i seguenti:

- 1) il sito interessato dall'impianto deve essere stato precedentemente occupato da praterie di *Posidonia*;
- 2) le cause di regressione o danneggiamento devono essere state rimosse. Si deve dimostrare che nell'area d'impianto siano possibili i processi naturali di ricolonizzazione.
- 3) l'impianto deve interessare solo praterie di limitata estensione e non può essere visto come compensazione della distruzione di una prateria. Nessun impianto deve essere fatto nel raggio d'azione di 10 km da una prateria deliberatamente distrutta.
- 4) l'impianto è ammissibile per interventi provvisori (cavi, condotte, indagini archeologiche)
- 5) è sempre necessario procedere ad un impianto sperimentale condotto con un numero limitato di talee (poche centinaia) monitorato successivamente per almeno tre anni, e deve essere dimostrato il successo della sperimentazione prima di allargare la scala dell'intervento.
- 6) il prelievo di talee non deve mettere in pericolo le praterie esistenti e deve quindi essere ripartito su un'ampia superficie (meno di 2 talee/m²). È auspicabile l'utilizzo di talee spiaggiate (anche se offrono meno garanzie) o di plantule ottenute da semi.
- 7) L'intervento di riforestazione deve far parte di una strategia più ampia di gestione delle praterie condotta a scala regionale.

Le considerazioni espone non escludono che, in casi particolari, non possano essere condotte azioni localizzate di reimpianto; esse dovranno comunque essere solidamente inquadrare nel codice di buona condotta precedentemente esposto e nell'ambito di una riflessione globale di una gestione integrata dell'ambiente litorale, su scala regionale e di portata significativa. Su queste basi, interventi sperimentali di trapianto di *P. oceanica*, condotti su aree campione di limitato sviluppo e rappresentative di differenti condizioni ecologiche, geomorfologiche e idrodinamiche sono, al contrario di azioni estensive e massimaliste, di rilevante importanza.

Al fine di individuare nell'area della Rada di Augusta l'habitat idoneo a ricevere interventi di riforestazione con *P. oceanica*, è stato calcolato l'Indice Preliminare d'Idoneità al Trapianto (PTSI) (Pirrotta *et al.*, in stampa). Il PTSI è un indice moltiplicativo basato su informazioni ambientali, ottenute da fonti bibliografiche, e osservazioni in campo. In particolare, sono stati considerati sei parametri indicativi di un habitat a *P. oceanica*, a cui sono stati assegnati dei punteggi (Tabella 3.3).

Tabella 3.3 - Parametri utilizzati e punteggi per il calcolo dell'indice PTSI (Pirrotta *et al.*, in stampa).

Parametri	Punteggio PTSI	Riferimenti dei modelli generali	Riferimenti dei presenti studi
Distribuzione storica di <i>Posidonia oceanica</i> (carta della distribuzione)	1 = Precedentemente non vegetato 2 = precedentemente vegetato o presenza di <i>matte</i> morta	Short <i>et al.</i> , 2002; Leriche <i>et al.</i> , 2004	Ministero dell'Ambiente, 2002
Distribuzione attuale di <i>P. oceanica</i> (carta della distribuzione)	0 = correntemente vegetata 1 = correntemente non vegetata	Short <i>et al.</i> , 2002	Ministero dell'Ambiente, 2002
Prossimità ad una prateria naturale di <i>P. oceanica</i> (calcolata attraverso carte tematiche e GIS)	0 for <70 metri 1 for >70 metri	Migliaccio <i>et al.</i> , 2005	
Sedimento (carte delle distribuzioni)	0 = rocce e fango 1 = sabbia 2 = sabbia con <i>Cymodocea nodosa</i>	Molinier & Picard, 1952	Ministero dell'Ambiente, 2002
Profondità dell'acqua (calcolata attraverso carte tematiche e GIS)	0 = più profondo rispetto al limite inferiore o meno profondo del limite superiore della prateria locale ^a 1 = tra il limite superiore e la profondità media - ds della prateria locale ^a 2 = profondità media ± ds della prateria locale ^a 1 = tra il limite inferiore e la profondità media - sd delle praterie ^a		ARPA Sicilia & Università degli Studi di Palermo, 2006
Qualità dell'acqua (calcolata attraverso carte tematiche e GIS)	0 = scarsa 1 = media 2 = alta	Vollenweider <i>et al.</i> , 1998; D. Lgs 152/99	ARPA Sicilia & Università degli Studi di Palermo, 2006

^a Misure effettuate su di una prateria di *P. oceanica* locale

I parametri di PTSI sono stati rasterizzati utilizzando la piattaforma GIS in diversi strati con celle di 30x30 metri, ognuno dei quali ha mostrato valori corrispondenti al valore assegnato. Il prodotto dei punteggi ottenuti sovrapponendo gli strati ci ha permesso di calcolare l'indice di PTSI per ogni cella, successivamente convertito in valutazioni di idoneità. Il PTSI può assumere valori come 0, 1, 2, 4, 8 e 16, con i seguenti valori: PTSI <4, non idoneo per il processo; $4 \leq \text{PTSI} \leq 8$, adatto per il processo; PTSI = 16, molto adatto per la prova, con maggiore possibilità di successo. Di conseguenza, è stata generata una mappa della classificazione di tutte le aree dell'habitat a *P. oceanica* nella area oggetto di studio ed è stata individuata l'area più idonea per la realizzazione della riforestazione.

Su quest'ultima a dicembre 2012 si è proceduto con la realizzazione dell'impianto pilota al fine di verificare l'effettiva idoneità del sito scelto per il trapianto con *P. oceanica*.

In particolare, le talee che sono state raccolte nella prateria donatrice, scelta secondo i criteri e le modalità descritte nel paragrafo successivo, sono state fissate su 12 griglie metalliche in ferro elettrosaldato, di dimensioni 1 x 1 m e maglia di 20 cm per lato. Al fine di valutare l'effetto indotto dallo stress da taglio, 3 griglie sono state posizionate su di un sito di controllo (controllo procedurale) posto nelle vicinanze della prateria donatrice.

In ogni griglia sono state posizionate e fissate con fascette di plastica 10 talee, in modo tale che i fascicoli fogliari fossero rivolti verso l'alto. Successivamente, per ogni griglia si è provveduto al conteggio della densità totale e una volta raggiunto il sito di impianto, ogni griglia è stata fissata al substrato, mediante 5 paletti in ferro lunghi 70 cm piegati a V. Sono state messe in opera tre repliche da tre griglie ciascuna nel sito e tre griglie entro la prateria donatrice, come controllo procedurale per valutare lo stress indotto dal taglio delle talee. In totale sono state posizionate 120 talee (548 fasci), su una superficie totale di 12 m². Tutte le fasi dell'intervento, dal prelievo al posizionamento delle griglie, sono state eseguite nell'arco di poche ore, in modo da evitare la disidratazione delle talee.

Le attività di monitoraggio dell'impianto pilota sono state realizzate a partire da gennaio 2013, con cadenza pressoché mensile.

Infine, è stato calcolato il valore dell'Indice di idoneità del trapianto (TSI) sulla base del PTSI e degli esiti delle valutazioni in campo. La valutazione del TSI, partendo dal PTSI e dei fattori di attecchimento, è stata assegnata in accordo con Pirrotta *et al.* (in stampa) e, relativamente alle variabili fogliari e della luce di *P. oceanica* è stato adottato lo stesso valore delle variabili di crescita di *Z. marina*, ma considerando i limiti relativi a *P. oceanica* (tabella 3.4). Inoltre, il numero di griglie distaccate contate durante il monitoraggio del test di trapianto è stato preso in considerazione, in quanto questo parametro è collegato ad altri fattori (regime idrodinamico, ancoraggio, pesca) con possibili notevoli effetti sul risultato finale del trapianto. Il TSI è stato calcolato secondo la seguente formula:

$TSI = PTSI \times \text{Attecchimento} \times \text{lunghezza della Foglia} \times n^{\circ} \text{ di Foglie} \times \text{Luminosità} \times n^{\circ} \text{ di griglie distaccate.}$

Tabella 3.4- Parametri e il corrispondente punteggio utilizzati per il calcolo del TSI.

Parametri	Punteggio TSI	Reference
PTSI	0 per PTSI = 0-1 1 per PTSI = 2-4 2 per PTSI = 8-16	
Attecchimento (test di trapianto)	0 per <20% 1 per 20-40% 2 per >40%	Short <i>et al.</i> , 2002
Lunghezza Fogliare (test di trapianto)	1 per < media - 1 SD senza dati 2 per ≥ media - 1 SDa	
N° di foglie (test di trapianto)	1 per < media - 1 SD senza dati 2 per ≥ media - 1 SDa	
luminosità (dati di campo)	0 per <10% superficie irradiata 1 per ≥10% superficie irradiata no dati 2 per irradianza > local <i>P. oceanica</i> bed	Lee <i>et al.</i> , 2007; Leoni <i>et al.</i> , 2008; Ruiz e Romero, 2001
Griglie distaccate (test di trapianto)	0 per n griglie distaccate > 0 2 per n griglie distaccate = 0	Pirrotta <i>et al.</i> , (in stampa)

3.3.3 - Disegni di campionamento

Nella fase iniziale della progettazione sono stati definiti i siti potenzialmente idonei sia per la realizzazione dell'impianto di riforestazione estensivo che per il posizionamento delle barriere artificiali attraverso indagini acustiche ad alta risoluzione. In tale contesto sono stati utilizzati il sistema Multibeam echosounder per le indagini batimetriche, il Side Scan Sonar per le indagini morfologiche ed il Sub-Bottom Profiler per i rilievi sismo-acustici. I dati batimetrici e morfometrici raccolti a luglio 2012 hanno permesso di selezionare due differenti aree idonee. Successivamente sulle 2 aree selezionate si è proceduto con le indagini sismo-acustiche che hanno permesso di evidenziare come l'area investigata è prevalentemente costituita da *matte* morta di *P.oceanica* che giace su un substrato roccioso e che gli spessori della *matte* hanno valori compresi tra 0,5m e 1,5m fino ad un massimo di 4,5m. Le aree individuate si trovano alla profondità di 13m, presentano un substrato omogeneo costituito da *matte* morta e si estendono per una superficie pari a 2500m². (figura 3.14).

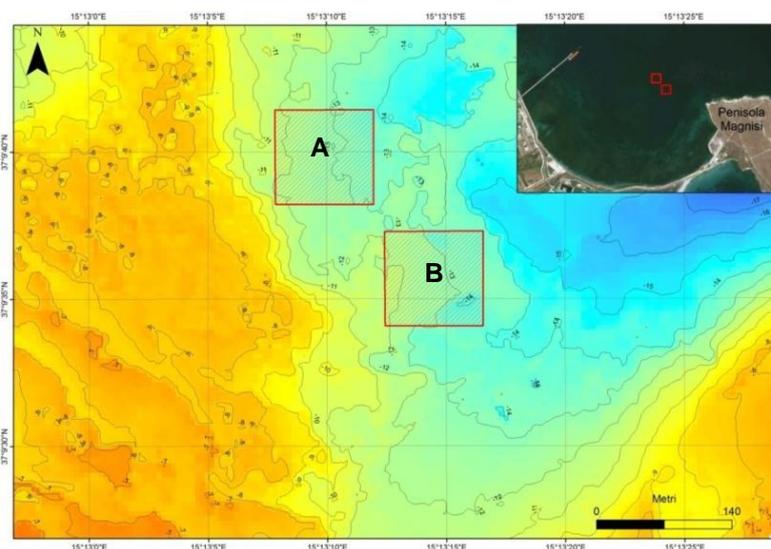


Figura 3.14 – Aree individuate per il posizionamento delle barriere artificiali. Le linee rosse delimitano le aree potenzialmente idonee a ricevere l'intervento di riforestazione e di recupero del paesaggio sommerso.

Sulla base delle rilevazioni sismo-acustiche sono stati predisposti vari disegni di campionamenti finalizzati al monitoraggio dell'attecchimento dei trapianti e ed alla verifica delle variazioni della struttura delle comunità indotte dagli interventi di ripristino.

In particolare per il monitoraggio degli attecchimenti e delle caratteristiche biometriche dei trapianti, la prateria donatrice è stata considerata come controllo, mentre la prateria trapiantata come trattamento. In entrambe le praterie sono state individuate due aree di replicazione spaziale (A e B) nidificate dentro ogni prateria (Donatrice e Trapianta) (figure 3.14, 3.15). La dimensione campionaria delle talee analizzate è riportata nel paragrafo monitoraggio.



Figura 3.15 - Mappa della area di prelievo e delle talee.

Per la verifica delle variazioni delle comunità bentoniche (animali e vegetali) sono state invece considerati i seguenti trattamenti;

- Riforestazione con *P. oceanica*;
- Habitat preesistente- tanatocenosi su *matte* morta;
- Massi e riforestazione;
- Massi (figura3.16).

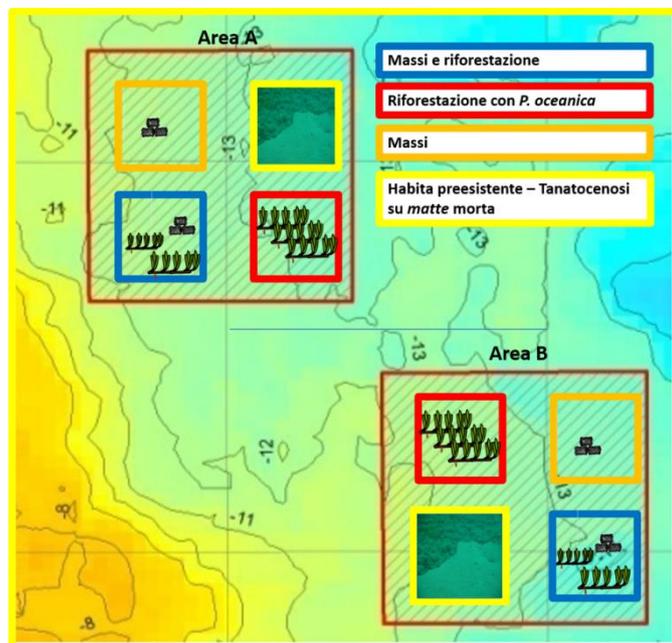


Figura 3.16 – Rappresentazione del disegno sperimentale

E' necessario sottolineare che non è stato possibile seguire i trattamenti che comprendono i massi, perché quest'ultimi, per motivi burocratici e per le condizioni meteo marine avverse, sono stati

posizionati nelle aree selezionate solo nel dicembre del 2014.

3.3.4 - Individuazione del sito donatore di talee per le attività di reimpianto

I criteri generali per l'idoneità delle potenziali popolazioni donatrici per la riforestazione si basano sull'adattamento della pianta alle condizioni ambientali locali. Inoltre, l'utilizzo di talee provenienti da praterie ben conservate e strutturate (Piazzi *et al.*, 1998) e l'impiego di materiale ad elevata variabilità genetica aumentano la probabilità che il ripristino abbia successo (Procaccini e Piazzi, 2001).

Di grande importanza è la profondità dell'area donatrice in relazione al sito da trapiantare: le talee prelevate da siti a basse profondità e trasferite in siti posti a profondità più elevate, mostrano un basso tasso di sopravvivenza, mentre piante provenienti da profondità più elevate, sopravvivono meglio in acque più superficiali (Molenaar e Meinesz, 1992; Genot *et al.*, 1994; Piazzi *et al.*, 1998).

Il successo del trapianto può essere ottenuto attraverso l'uso di talee prelevate da località che sono simili tra di loro dal punto di vista ambientale (Calumpong e Fonseca, 2001; McKay *et al.*, 2005). Le variazioni nelle caratteristiche fenologiche e le differenze nel tasso di sopravvivenza dei fasci trapiantati vengono valutate in relazione alla località geografica delle praterie donatrici ed alla distanza tra praterie donatrici e sito di trapianto (Meinesz *et al.*, 1993; Piazzi *et al.*, 1998). In entrambi i casi possono essere trovate differenze significative tra trapianti di talee derivanti da diverse località, indipendentemente dalla distanza tra praterie donatrici e sito di trapianto (Meinesz *et al.*, 1993; Piazzi *et al.*, 1998).

La scelta della prateria donatrice è stata effettuata sulla base dei seguenti criteri:

- distanza dal sito ricevente;
- profondità;
- rapporto rizomi plagiotropi/ortotropi;
- qualità della prateria definita sulla base di parametri strutturali e fenologici rilevati da dati bibliografici.

3.3.5- Interventi di riforestazione estensivo con *P.oceanica*

L'attività di riforestazione nell'ambito del progetto si è svolta tra aprile e giugno 2014 ed è stata suddivisa nelle seguenti fasi:

- Delimitazione delle aree destinate al trapianto di *P.oceanica* e fissaggio dei paletti;
- Prelievo delle talee dal sito donatore;
- Messa a dimora delle talee utilizzando il supporto in materiale bioplastico.

3.3.5.1 - Delimitazione delle aree destinate al trapianto di *P.oceanica*

Dopo avere individuato le aree idonee a ricevere un impianto di riforestazione attraverso l'utilizzo dell'indice PTSI, si è proceduto alla delimitazione di due aree, di circa 20x25 metri all'interno delle quali era presente la *matte* morta (figura 3.17). Tale area è stata delimitata attraverso l'utilizzo di cime metrate poste ai margini di queste, e successivamente, si è proceduto al posizionamento dei picchetti sul fondo ad una distanza minima di 1 metro gli uni dagli altri (figura 3.18), mediante l'utilizzo di squadrette di lato 1 metro (figura 3.19). Successivamente i paletti sono stati fissati al substrato utilizzando un apposito avvitatore (figura 3.20).

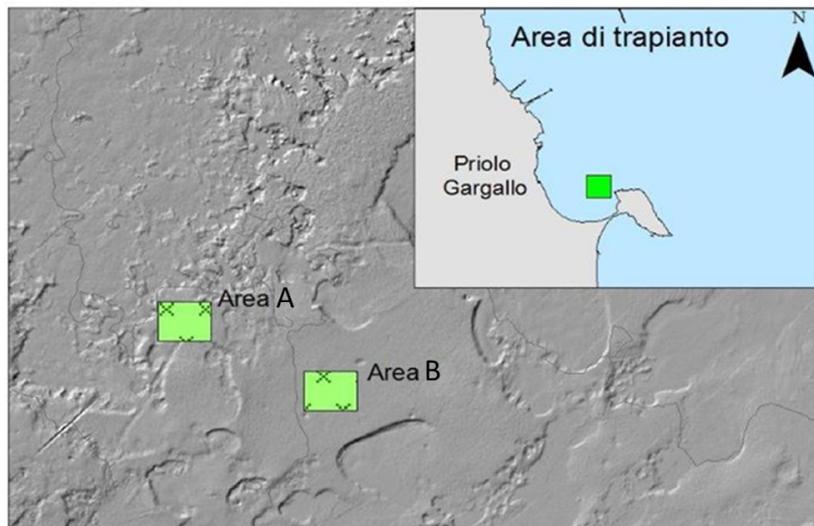


Figura 3.17 - Mappa dell'area di trapianto.

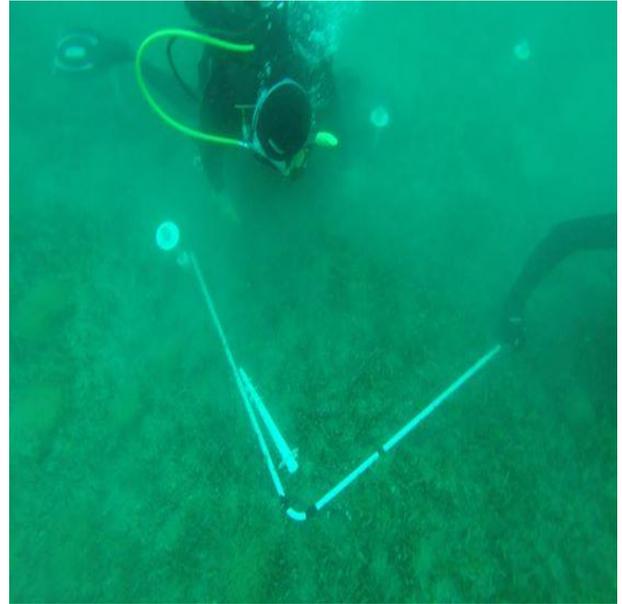


Figura 3.18–Preparazione e posizionamento picchetti attraverso squadrette di lato 1m



Figura 3.19– Dettaglio della fase di avvistamento del picchetto.

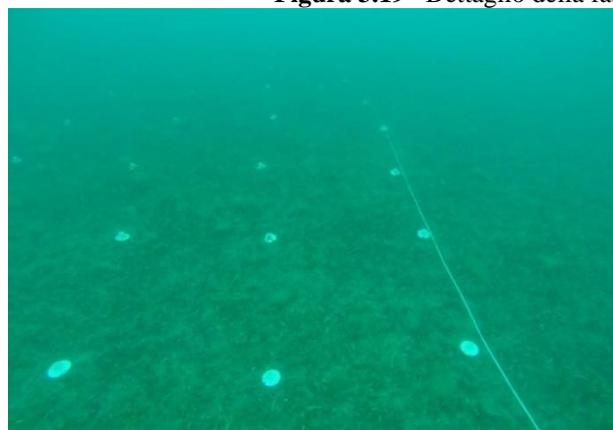


Figura 3.20 – Picchetti posizionati lungo il campo sperimentale delimitato

3.3.5.2 - Prelievo delle Talee

Le attività di impianto sono state precedute dal prelievo di talee nel sito donatore che sono state eseguite secondo criteri di sostenibilità, riducendo al minimo l'impatto sulla popolazione naturale (Diaz-Almela e Duarte, 2008). Il taglio delle talee è stato, inoltre, limitato alle piante che colonizzavano i margini della prateria. Questa procedura risulta non distruttiva in quanto incide su materiale destinato a essere asportato naturalmente per azione idrodinamica (ISPRA, 2014).

Le talee, che sono state prelevate da 2 aree aventi una profondità maggiore o uguale al sito ricevente (figura 3.15), rispondono alle seguenti caratteristiche: rizoma plagiotropo, di circa 15 cm e portante almeno 3 fascicoli fogliari (figura 3.20). Inoltre, sempre per minimizzare l'impatto sulla prateria donatrice, si raccoglie un numero di talee corrispondente a circa l'1% della densità dei fasci al m² della prateria stessa. Le talee, così raccolte nel sito donatore, sono state conservate in sacchi di iuta e trasportate fino in barca, dove sono state poste in contenitori di plastica contenenti acqua di mare, in modo da evitare il più possibile la disidratazione delle foglie (figura 3.21 e 3.22) e poi trasportate a terra per le successive operazioni.



Figura 3.20 – Campionamento delle talee



Figura 3.21 – Trasporto in barca dei campioni prelevati per mezzo di sacchi di iuta



Figura 3.22 – Contenitore in plastica dove sono stati stoccati i campioni, durante il trasporto a terra

3.3.5.3 - Messa a dimora delle talee utilizzando il supporto in materiale bioplastico

Le talee raccolte dal sito donatore, una volta portate a terra, sono state fissate ai bracci della stella, mediante delle fascette in bio-plastica, in modo tale che le foglie fossero rivolte verso l'alto (figura 3.23). La posizione orizzontale del fissaggio simula quella adottata dalla maggior parte delle talee quando, staccatesi dalla prateria di origine, si adagiano sul fondale per poi ancorarsi ad esso (Meinesz *et al.*, 1993). Sono state sistemate 2 talee per ciascun braccio (figura 3.24), per un totale di 10 talee per ogni stella. Per tutta la durata delle attività di fissaggio delle talee ai braccetti della stella, il materiale vegetale è stato tenuto costantemente sommerso per evitarne la disidratazione. Una volta terminato il fissaggio delle talee, le stelle sono state assemblate bloccando al nodo centrale i 5 braccetti portanti le talee (figura 3.25 e 3.26).



Figura 3.23– Dettaglio della fascetta in Bio-plastica



Figura 3.24– Fase di fissaggio di due talee per braccio.



Figura 3.25– Fase di fissaggio dei bracci al nodo centrale.



Figura 3.26– Struttura a raggiera della stella completa.

Le strutture a raggiera complete sono state impilate, generalmente in numero di 15, lungo un tubo, detto caricatore, per facilitarne il trasporto e poste all'interno di contenitori di plastica, contenenti acqua di mare, per evitarne la disidratazione (figura 3.27). Prodotto un numero sufficiente di caricatori (5-7) si è proceduto al loro trasporto, attraverso l'ausilio di un gommone (figura 3.28), verso il sito ricevente dove sono stati immersi per le successive operazioni di fissaggio al picchetto. Le strutture a raggiera sono state quindi fissate alle teste dei picchetti, mediante delle clips per l'aggancio rapido (figura 3.29).

Complessivamente sono state posizionate 1000 stelle, per un totale di 10000 talee e circa 30000 fasci (figura 3.30).



Figura 3.27–Fase di stoccaggio delle stelle complete.



Figura 3.28–Fase di trasporto.



Figura 3.29– Fase di fissaggio della struttura a raggiera della stella.



Figura 3.30– Alcune stelle impiantate.

3.3.5.4 - Monitoraggio

Il monitoraggio è un passo fondamentale per la valutazione dell'andamento delle praterie trapiantate e delle condizioni ambientali e per l'individuazione precoce di eventuali segni di declino.

Il piano di monitoraggio è stato svolto secondo la seguente tabella 3.5 che riporta sia i parametri da indagare, sia la frequenza temporale delle campagne sperimentali.

Tabella 3.5 – Piano di monitoraggio

Osservazioni	Prateria donatrice	Area di trapianto
Parametri		
Tasso di sopravvivenza delle talee		
Densità		
Allungamento delle foglie		
Temperatura		
Salinità		
Trasparenza acqua		
Intensità della luce		
pH		
Ossigeno disciolto		
Clorofilla		
Torbidità		
% Luce Irradiata		
Frequenza		
I° anno	3 mesi	3 mesi
II° e III° anno	6 mesi	6 mesi
IV° e V° anno	12 mesi	12 mesi

Il monitoraggio ha previsto osservazioni e misure effettuate *in situ* sia nelle aree in cui è stata effettuata la riforestazione che sulla prateria donatrice, secondo lo schema di monitoraggio riportato in figura 3.31. In particolare, sulle aree selezionate (A e B) all'interno della prateria donatrice sono stati individuati e posizionati 2 gruppi di 4 quadrati permanenti ciascuna di lato 0,5 metri per il conteggio della densità dei fascicoli fogliari, per poi estrapolare il dato così ottenuto ad 1m². All'interno di ciascun quadrato si è proceduto alla selezione e marcatura di 3 fascicoli fogliari su cui effettuare le misure biometriche.

Invece, nelle 2 aree di trapianto sono state individuati 6 gruppi di stelle, all'interno di ciascun gruppo sono state selezionate ed etichettate 4 stelle. Per ciascuna stella è stata monitorata la densità dei fascicoli fogliari e la lunghezza della foglia più lunga.

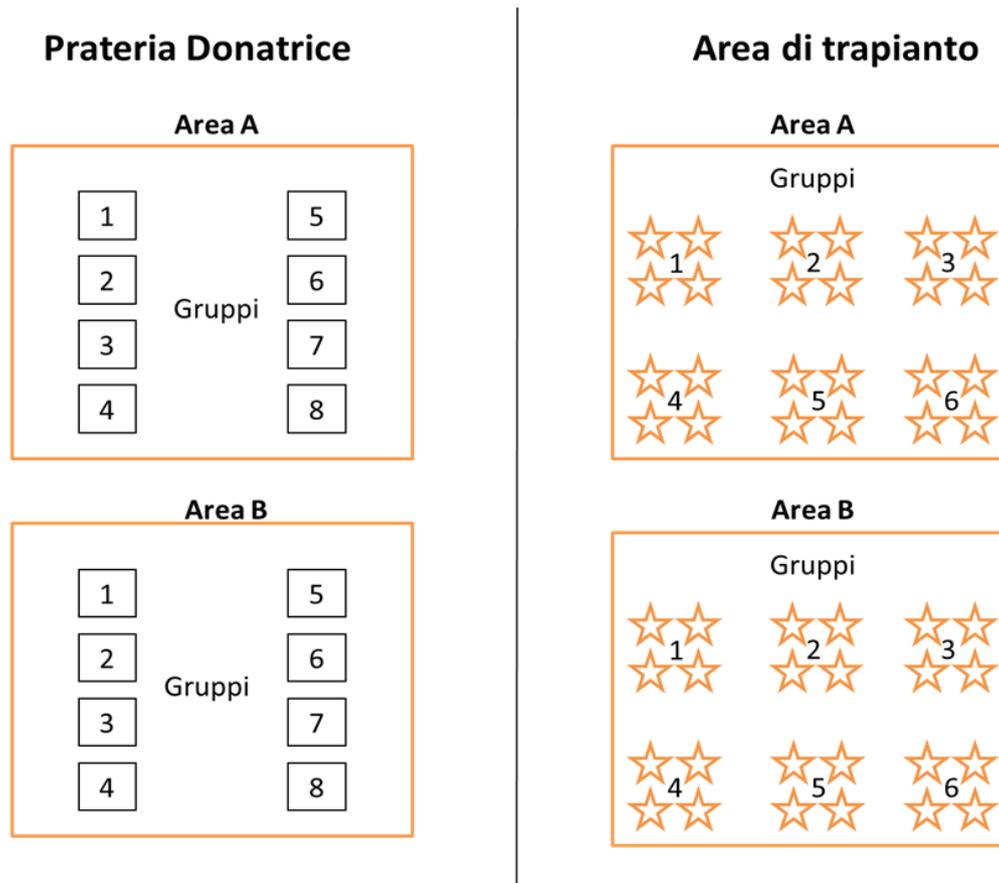


Figura 3.31– Schema di monitoraggio

3.4 - Analisi statistica

Al fine di rendere i dati temporalmente indipendenti dal punto di vista statistico è stato estratto un sottoinsieme campionario mediante il quale le rilevazioni venivano ripetute nel tempo su piante differenti. Ciò ha consentito di eliminare l'eventuale autocorrelazione temporale entro soggetto, in modo da poter applicare i test standard parametrici o non parametrici (Lovison *et al.*, 2011). In particolare per verificare se i tassi di attecchimento variavano tra i siti, è stato utilizzato il test χ^2 (Siegel, 1956) in cui α è stato fissato a 0,05. Il test verifica l'ipotesi nulla che vi sia uguaglianza nella ripartizione delle frequenze generate ottenute in una tabella di contingenza. Nel nostro caso, la tabella di contingenza è stata generata incrociando il numero di talee non attecchite (morte o distaccate) con il numero di talee attecchite un anno dopo il trapianto nei differenti trattamenti: substrato (Mondello); aree (Augusta).

Le differenze nella biometria fogliare tra l'impianto pilota ed il controllo procedurale sono state testate statisticamente mediante l'applicazione di un modello lineare (LM) (Underwood, 1997). Prima di applicare il modello è stata testata l'omogeneità della varianza (omoschedasticità) mediante il test di Levene (Glaser, 1983). In presenza di eteroschedasticità la variabile risposta è stata opportunamente trasformata, in modo da rispettare le assunzioni del modello. Tutti gli effetti sono stati parametrizzati rispetto all'intercetta, una categoria convenzionale di riferimento (Pirrotta *et al.*, in stampa) che nel nostro caso è rappresentata dal controllo procedurale. Nel caso di variabili risposta trasformate le stime degli effetti sono state espresse nella scala originale allo scopo di semplificare l'interpretazione dei risultati. Tutte le analisi statistiche dei dati sono state effettuate

utilizzando SPSS (Statistical Package for Social Science) ver. 15.0.

Per il monitoraggio del trapianto estensivo, è stato utilizzato un test multifattoriale ANOVA per riscontrare eventuali differenze nella biometria fogliare. Questo modello ha consentito di verificare eventuali differenze di lunghezza fogliare tra prateria donatrice e trapiantata nel corso dei mesi. Il mese (ME) è stato trattato come fattore fisso a due livelli (giugno e dicembre); la prateria (PR) è stata trattata come fattore ortogonale fisso, due livelli (prateria donatrice e trapiantata); mentre la replicazione spaziale (Area - AR) è stata considerata come random e nidificata nell'interazione MExPR. È stato eseguito un test preliminare per l'omogeneità della varianza (Cochran's test), e un'appropriata trasformazione dei dati è stata condotta laddove necessario. I dati sono stati analizzati utilizzando il programma GMAV5 (Underwood e Chapman 1998).

3.5 - Ottimizzazione delle barriere artificiali e pianificazione della loro disposizione spaziale

Nell'ambito del progetto le barriere artificiali sono state progettate al fine di contribuire alla ricostruzione del paesaggio naturale sommerso sia emulando habitat già presenti in natura sia determinando un aumento della produttività di fauna e riducendo gli impatti sulle scogliere naturali. Nella fase iniziale della progettazione sono state definite le aree potenzialmente idonee per il posizionamento delle barriere artificiali attraverso indagini acustiche ad alta risoluzione. In tale contesto sono state selezionate due differenti aree idonee al posizionamento delle barriere artificiali. Successivamente sulle 2 aree selezionate si è proceduto con le indagini sismo-acustiche che hanno permesso di evidenziare come l'area investigata è prevalentemente costituita da *matte* morta di *P.oceanica* che giace su un substrato roccioso e che gli spessori della *matte* hanno valori compresi tra 0,5m e 1,5m fino ad un massimo di 4,5m. Queste informazioni hanno rappresentato la base per i test di prova per il posizionamento delle barriere artificiali. I siti individuati si trovano alla profondità di 13m, presentano un substrato omogeneo costituito da *matte* morta e si estendono per una superficie pari a 2500m².

Alla luce di quanto detto, le barriere artificiali sono state progettate definendo una forma quanto più prossima a quella delle barriere naturali presenti nell'area di studio, in modo da ridurre al minimo l'impatto visivo e tenendo in considerazione l'estetica del paesaggio.

La maggiore attenzione rivolta in questi ultimi anni alla problematica delle barriere artificiali ha reso indispensabile, sia per la loro creazione che per la loro collocazione, l'applicazione di un approccio di tipo multidisciplinare che possa integrare così le conoscenze biologiche con quelle di tipo ingegneristico (Seaman *et al.*, 1989; McGurrin e Atlantic States Marine Fisheries Commission, 1989). L'efficacia delle barriere artificiali, intesa come aumento della produttività, dipende in larga misura da un'attenta progettazione, poiché occorre soddisfare le differenti esigenze specifiche di habitat delle diverse specie target (Scarratt, 1973; Spanier, 1991; Fabi, 1996; Jensen e Collins, 1996). Un'attenta ricerca bibliografica ed un approfondimento delle diverse modalità di progettazione di barriere artificiali già realizzate in ambienti marino-costieri ha consentito di operare delle scelte progettuali adattandole alle caratteristiche dell'area di studio in oggetto ed agli obiettivi del progetto. I parametri investigati sono relativi alla scelta del range di profondità, dimensionamento delle singole unità, posizionamento, disposizione nello spazio e complessità delle cavità interne.

3.5.1 - Progettazione strutturale

La progettazione strutturale delle barriere artificiali segue lo stesso iter procedurale delle normali strutture in calcestruzzo armato per le quali la normativa italiana prevede che il progettista fissi le seguenti prescrizioni minime sul calcestruzzo da impiegare:

- classe di esposizione ambientale (valori di classe di resistenza minima per il calcestruzzo stagionato, rapporto massimo acqua/cemento e contenuto minimo di cemento),
- copriferro minimo,
- classe di consistenza e valori della lavorabilità al getto,
- dimensione nominale massima degli aggregati,
- regole per la messa in opera e la stagionatura dei getti.

Per la struttura portante, al fine di garantire il raggiungimento della vita nominale (prevista di 50 anni secondo la tab. 2.4.1. delle NTC DM 14/01/2008)(tabella 3.6), e quindi il mantenimento delle caratteristiche fisiche e meccaniche dei materiali e delle strutture, occorre definire sia le caratteristiche del calcestruzzo da impiegare, in termini di materiali costituenti e resistenza meccanica, sia del valore dei copriferri idonei a fronteggiare le aggressioni ambientali.

Tabella 3.6 - Tabella 2.4.1 delle NTC DM 14/01/2008 - Vita nominale VN.

TIPI DI COSTRUZIONE		VITA NOMINALE V_N (in anni)
1	Opere provvisorie – Opere provvisionali – Strutture in fase costruttiva	≤ 10
2	Opere ordinarie, ponti, opere infrastrutturali e dighe di dimensioni contenute o di importanza normale	≥ 50
3	Grandi opere, ponti, opere infrastrutturali e dighe di grandi dimensioni o di importanza strategica	≥ 100

Le caratteristiche del calcestruzzo da impiegare, quali rapporto massimo acqua/cemento (a/c), classe di resistenza minima per il calcestruzzo stagionato, contenuto minimo di cemento e altri requisiti specifici, sono definite in funzione della classe di esposizione ambientale secondo la UNI-EN 206-1 del 2006 (Calcestruzzo - Parte 1: Specificazione, prestazione, produzione e conformità, tab. 16)(tabella 3.7) e la UNI 11104 del 2004, documento di istruzioni complementari per la norma precedente.

Tabella 3.7 - Estratto 4 del prospetto 1 Classi di esposizione UNI-EN 206-1 del 2006.

4 Corrosione indotta da cloruri presenti nell'acqua di mare		
Qualora il calcestruzzo contenente armature o altri inserti metallici sia soggetto al contatto con cloruri presenti nell'acqua di mare oppure con aria che trasporta sali derivanti dall'acqua di mare, l'esposizione sarà classificata come segue:		
XS1	Esposto a nebbia salina ma non in contatto diretto con acqua di mare	Strutture prossime oppure sulla costa
XS2	Permanentemente sommerso	Parti di strutture marine
XS3	Zone esposte alle onde oppure alla marea	Parti di strutture marine

Per quanto concerne invece lo spessore del copriferro deve essere dimensionato in funzione dell'aggressività dell'ambiente e della sensibilità delle armature alla corrosione.

Le condizioni ambientali, ai fini della protezione contro la corrosione delle armature metalliche,

possono essere suddivise in ordinarie, aggressive e molto aggressive, in relazione a quanto indicato nella tab. 18 (tabella 3.8), con riferimento alle classi di esposizione.

Tabella 3.8- Descrizione delle condizioni ambientali (rif. tabella 4.1.III delle NTC 14/01/2008).

Condizioni ambientali	Classe di esposizione
Ordinarie	X0, XC1, XC2, XC3, XF1
Aggressive	XC4, XD1, XS1, XA1, XA2, XF2, XF3
Molto aggressive	XD2, XD3, XS2, XS3, XA3, XF4

3.5.2 - Disposizione spaziale

Al fine di una corretta disposizione spaziale delle barriere è stato necessario testare la stabilità del substrato, costituito da *matte* e sabbia. Tale verifica è stata effettuata tramite il posizionamento di 16 provini in calcestruzzo armato.

Le aree identificate per la posa di tali strutture - denominati A1, A2, B1 e B2 - sono state selezionate all'interno di zone omogenee per profondità e spessori di *matte*, e posti alla maggiore distanza reciproca per limitare in tal modo le possibili interferenze (figura 3.32).

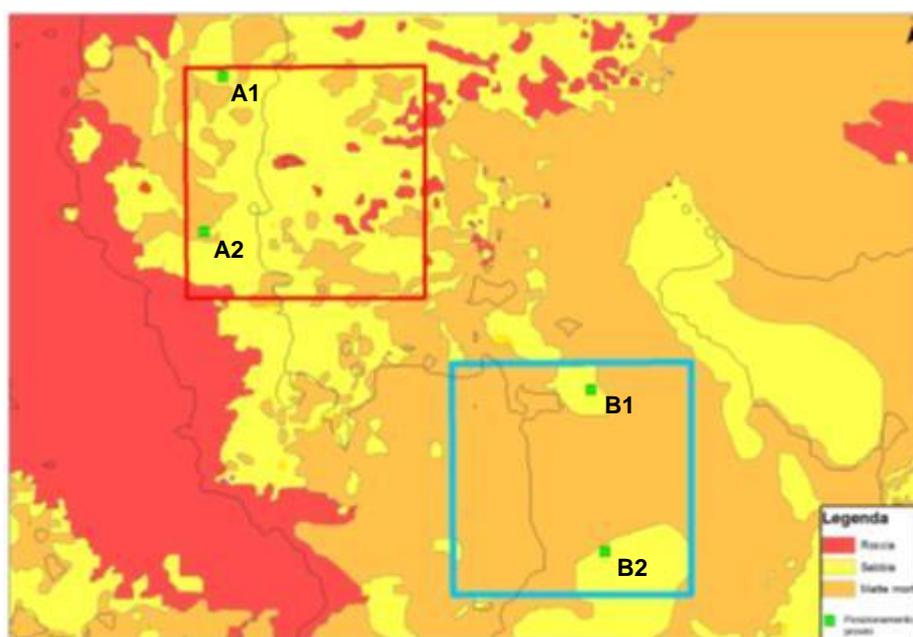


Figura 3.32 –Aree selezionate per verificare l’affondamento preliminarmente al posizionamento delle barriere artificiali.

All’interno di ciascun sito di estensione pari a 81 m² sono stati posizionati quattro provini cubici in calcestruzzo di spigolo 1 m posti al centro di un reticolo di 4,5 m di lato (figura 3.33).

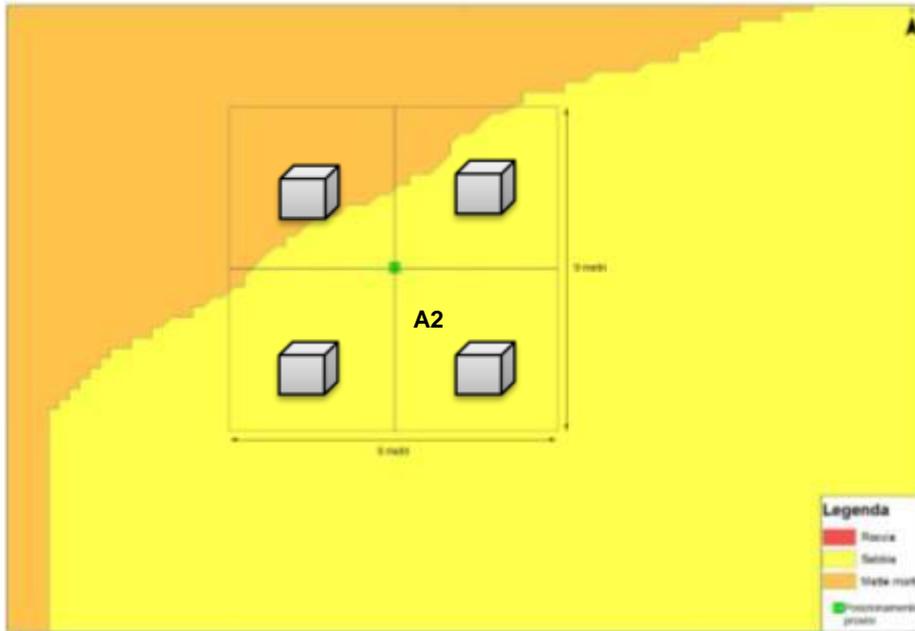


Figura 3.33 – Posizionamento dei provini all'interno di un sito

Le dimensioni di ciascun cubo in calcestruzzo sono state calcolate in modo da sviluppare uno stato tensionale nella *matte* prossimo a quello che svilupperebbe la barriera artificiale di altezza variabile tra 0,6 e 1,5 m e posta su una massicciata di altezza pari a 0,5 m.

Lungo gli spigoli di ogni provino sono stati disposti dei richiami di sollevamento al fine di consentire il loro possibile recupero se soggetti a ribaltamento una volta immersi in acqua. Negli stessi inoltre sono state realizzate delle tacche di contrasto poste a 10 cm di distanza per far sì che gli operatori subacquei possano leggere più facilmente l'eventuale affondamento nel substrato (figura 3.34). Infine, prima del posizionamento in acqua, ciascun provino è stato numerato su tutte le facce per consentirne un'immediata identificazione.



Figura 3.34– Particolare delle tacche di contrasto e dei richiami per il sollevamento

La messa a dimora è stata realizzata per mezzo di una piattaforma *self elevating* (autosollevante), autopropulsa, atta alla navigazione nazionale litoranea, di lunghezza 27 metri e larghezza 12 metri, dotata di una gru di sollevamento con portata massima di 100 tonnellate e sbraccio massimo pari a 36 metri (Figure 3.35). I sistemi azimutali, di cui è dotata la piattaforma autosollevante, danno a quest'ultima la massima manovrabilità. Risultano infatti possibili al mezzo: evoluzioni attorno al

proprio asse verticale e traslazioni parallele agli assi longitudinale e trasversale. Ciò è risultato utile per il preciso posizionamento sul fondale dei provini in calcestruzzo.

In questa fase si ci è avvalsi inoltre della collaborazione di Operatori Tecnici Subacquei (OTS) che hanno verificato il corretto posizionamento dei provini e registrato in un'apposita scheda l'affondamento istantaneo degli stessi (figura 3.36).



Figura 3.35 – Fase di movimentazione dei provini con la piattaforma *self elevating* autopropulsa



Figura 3.36 – Messa a dimora dei provini con l'ausilio degli OTS e di imbarcazioni di appoggio

Terminata la fase di messa in opera, per i successivi 90 giorni, è stato monitorato sia l'affondamento nel substrato di ciascun provino che le sue eventuali rotazioni (figura 3.37). Tali informazioni, oltre a fornire indicazioni specifiche sull'affondamento dei cubi in relazione al diverso spessore e consistenza della *matte*, consentono di valutare la variabilità spaziale della densità del substrato. Inoltre, poiché le aree scelte presentano un andamento pressochè pianeggiante, si è previsto di attenzionare i fenomeni di escavazione e di accumulo che possono verificarsi in corrispondenza della base dei provini.

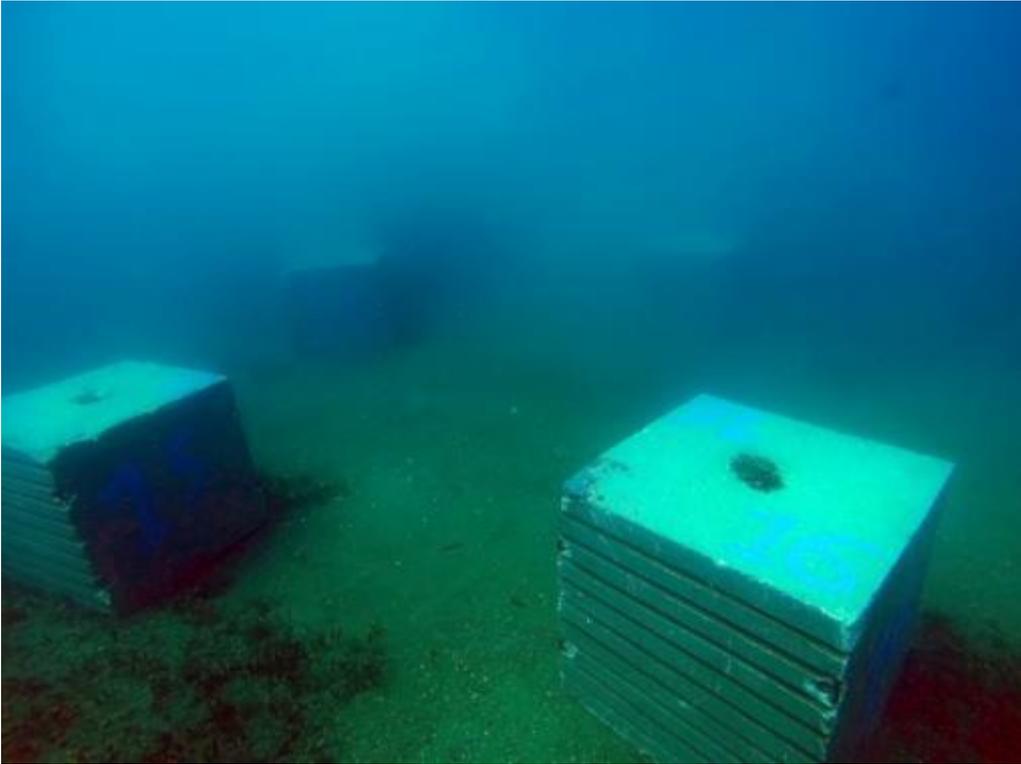


Figura 3.37 – Disposizione spaziale dei provini sommersi

Capitolo 4

Risultati

4.1 – Risultati del monitoraggio relativo alla sperimentazione di un supporto biodegradabile in mater-bi per il trapianto di *P. oceanica*

Il monitoraggio dell'impianto di sperimentazione di un supporto biodegradabile in mater-bi non ha mostrato differenze significative tra i substrati. Le talee mostrano pattern di attecchimento poco variabili (tabella 4.1), senza differenze significative delle frequenze ($\chi^2=0,115$ con g.d.=2, $P>0,05$).

In particolare, sia su sabbia con *C. nodosa* che su *matte* morta di *P. oceanica* (figura 4.1, 4.2), dopo 26 mesi dal trapianto, i tassi di sopravvivenza delle talee rilevati sono stati del 95% mentre i valori di distacco e di mortalità sono rispettivamente pari al 3% e al 2%. L'andamento per substrato della densità dei fasci mostra un declino nella fase iniziale, seguito da un incremento e da una stasi finale. In particolare, l'impianto posizionato su sabbia con *C. nodosa* ha densità media dei fascicoli fogliari iniziale di 311 fasci/m² ed un valore finale di 339 fasci/m². Invece, nell'impianto posizionato su *matte* la densità media dei fasci alla fine del monitoraggio risulta essere uguale alla densità iniziale cioè 325 fasci/m² (figura 4.3).

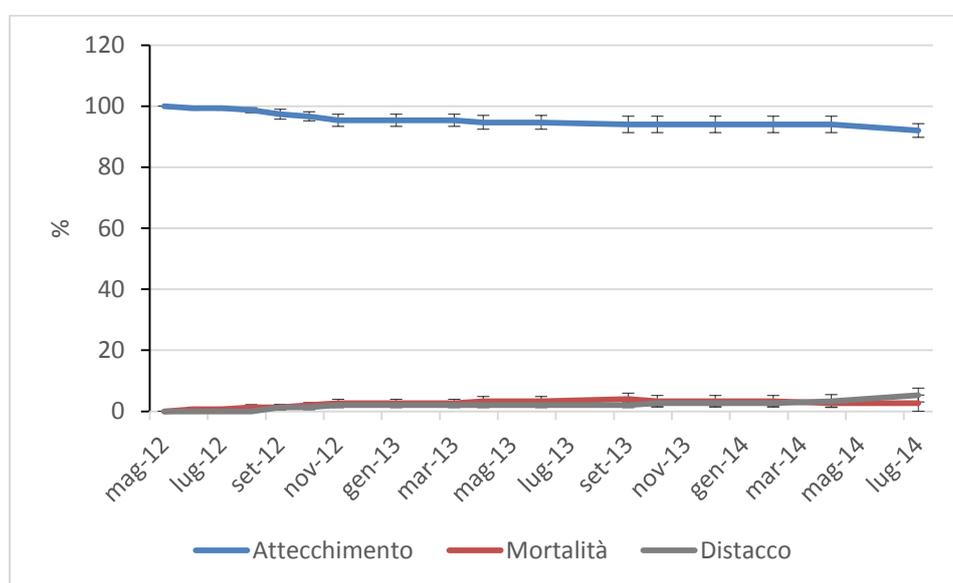


Figura 4.1 - Percentuali di attecchimento, distacco e mortalità delle talee su *Cymodocea nodosa*.

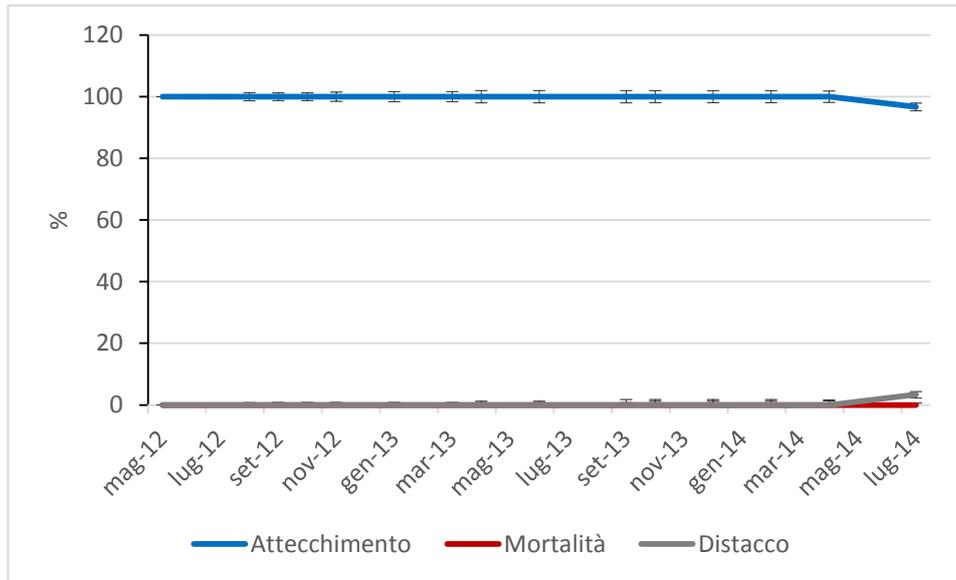


Figura 4.2 - Percentuali di attecchimento, distacco e mortalità delle talee su *matte* morta.

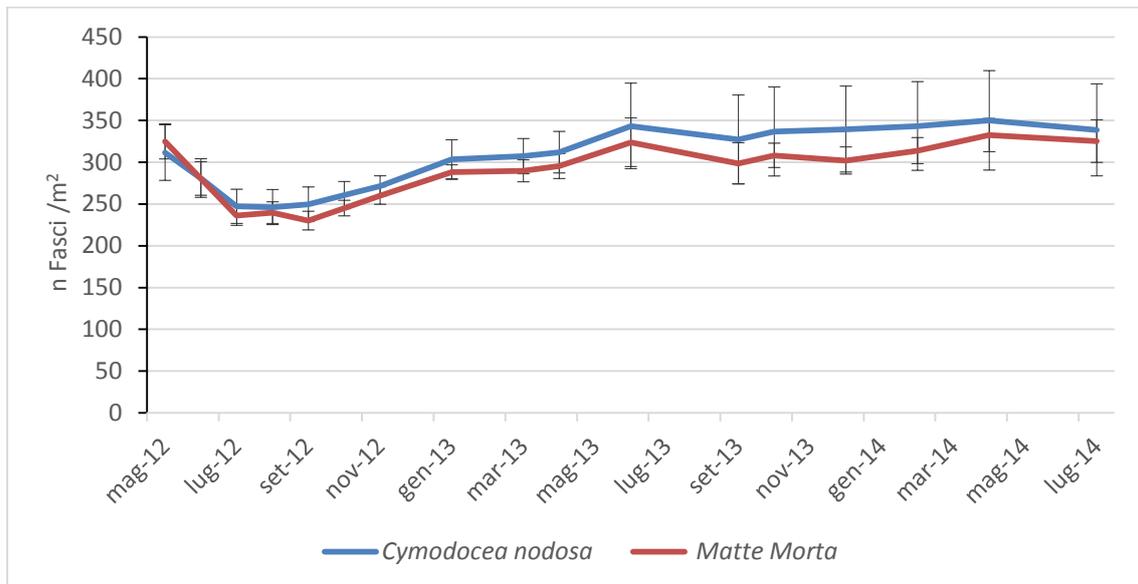


Figura 4.3 – Andamento complessivo della densità media dei fasci.

Tabella 4.1 – Tabella di frequenza della sopravvivenza delle talee nelle stazioni esaminate

			Condizione talee			Totale
			attecchite	distaccate	morte	
prateria	Impianto su <i>Cymodocea</i>	n	142	5	3	150
		%	94,7%	3,3%	2,0%	100%
	Impianto di <i>matte</i> morta	n	143	4	3	150
		%	95,3%	2,7%	2%	100%
Totale		n	285	9	6	300
		%	95%	3%	2%	100%

4.2 - Selezione del sito

4.2.1 – Selezione dell’habitat

I valori di indice PTSI calcolati per la Rada di Augusta rientrano all’interno delle seguenti categorie di giudizi di idoneità: $PTSI < 4$, non idoneo per il processo; $4 \leq PTSI \leq 8$, adatto per il processo; $PTSI = 16$, molto adatto per la prova, con maggiore possibilità di successo. È stata quindi costruita una mappa della classificazione secondo il PTSI (figura 4.4) dell’area oggetto delle indagini.

Al fine di calcolare l’Indice Preliminare d’Idoneità al Trapianto (PTSI), sono stati considerati sei parametri indicativi di un habitat a *P. oceanica*, a cui sono stati assegnati i punteggi riportati nella tabella 4.2.

Tabella 4.2 – PTSI con i relativi punteggi per ciascuna variabile presa in considerazione

Parametro	Distribuzione attuale delle praterie	Presenza/assenza di tanatocenosi a <i>Posidonia</i>	Prossimità ad una prateria naturale	Intervallo batimetrico potenziale delle praterie	Tipologia del substrato	Qualità dell’acqua	PTSI
	1	2	1	2	2	2	16

A questo punto è stato scelto un sito all’interno dell’area con valore massimo di PTSI (16), ad una profondità di 13 metri, il cui substrato è caratterizzato da formazioni a *matte* morta di *P. oceanica* (figura 4.4).

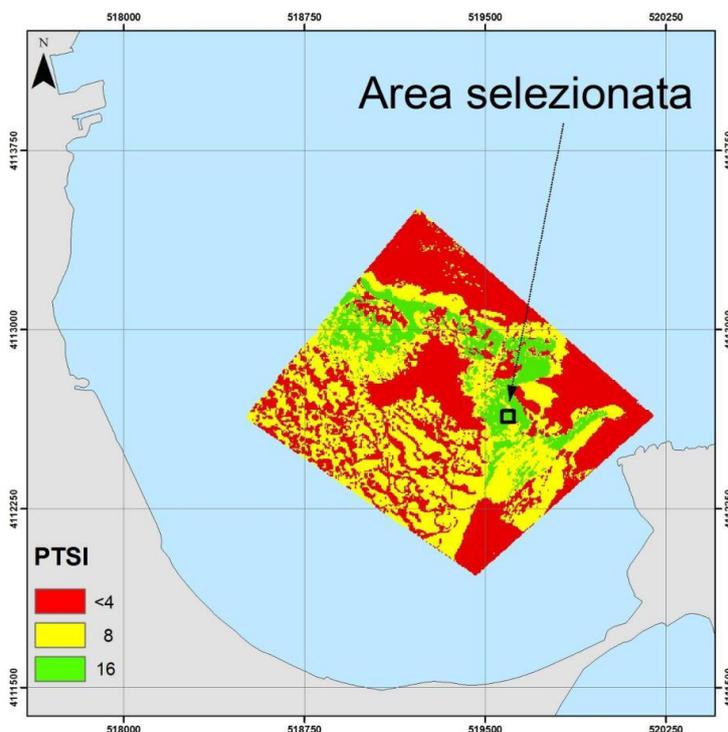


Figura 4.4 – Mappa del PTSI ed ubicazione del sito selezionato

4.2.2 – Monitoraggio dell’impianto pilota per la verifica del sito idoneo

Secondo i criteri che valutano l'idoneità delle potenziali popolazioni donatrici, la prateria scelta si trova in località Cala Madonna (Augusta), ad una distanza di circa 8,5 Km dal sito di intervento della sperimentazione (figura 4.5) e ad una profondità di 13 metri, la stessa del sito di impianto. La prateria di Cala Madonna è caratterizzata da una distribuzione a radure e si impianta prevalentemente su *matte* con una percentuale di ricoprimento del 75% e di rizomi plagiotropi dell'80% (Tabella 4.3). Una tale percentuale di plagiotropi risulta vantaggiosa per il reclutamento di materiale vegetativo idoneo alla riforestazione, aumentando, quindi, le percentuali di successo dell'intervento (Molenaar *et al.*, 1993; Piazzini *et al.*, 2000). Il sedimento della zona di confine è costituito da massi, ghiaia, sabbia e sabbia organogena. *Ripple marks* sono presenti con un'altezza inferiore ai 10 cm a testimoniare una modica attività idrodinamica, ma che comunque dà origine a formazioni erosive circolari (marmitte) o lineari (canali intermatte) presenti nella prateria.

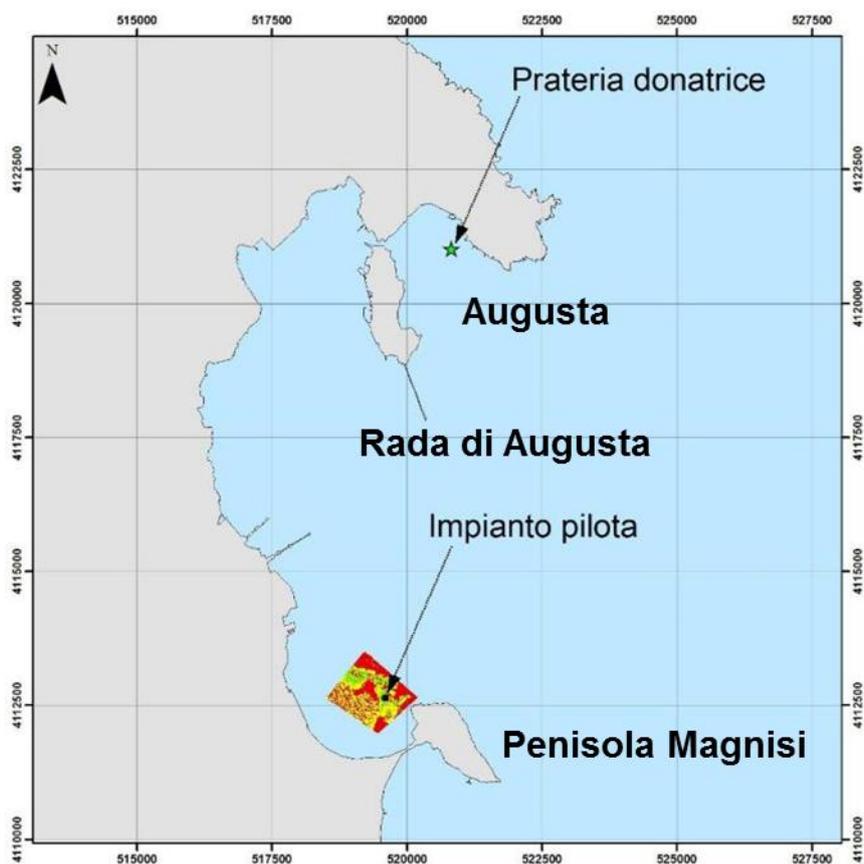


Figura4.8- Ubicazione della prateria donatrice e dell’impianto pilota.

Tabella 4.3 – Principali caratteristiche fisiografiche della prateria donatrice.

Distribuzione	Ric	Ric a <i>matte</i> morta	PL	Substrato d’impianto	Strutture d’erosione	Sedimento della zona di confine	Ripple Marks
Radure	75%	15%	80%	<i>matte</i>	marmitte-canali intermatte	sabbia-sabbia organogena	<10cm

La densità misurata è di $363,1 \pm 20,4$ n. fasci/m² che identifica la prateria, secondo la classificazione di Pergent *et al.* (1995), nella classe a densità normale.

Di seguito sono riportati i valori delle variabili fenologiche (Tabella 4.4) che indicano uno stato di vitalità della prateria donatrice che rientra negli intervalli di normalità relativi alle praterie siciliane.

Tabella 4.4 – Variabili fenologiche misurate.

superficie del fascio (cm ²)	coefficiente A (%)	tessuto bruno (%)	N. foglie	LAI (m ² /m ²)	altezza prateria (cm)
Media (± e.s.)	Media(± e.s.)	Media(± e.s.)	Media(± e.s.)		
182,4 ± 13	62,5 ± 3,5	9,3 ± 0,9	5,4 ± 0,3	6,6	112,3

Una volta identificata la prateria donatrice si è proceduto con la realizzazione dell’impianto pilota al fine di verificare l’idoneità del sito per la realizzazione dell’impianto di riforestazione. I risultati del monitoraggio sull’impianto pilota mostrano che la percentuale di attecchimento delle talee impiantate è pari al 96,7% per il controllo procedurale e 92,2% per l’impianto pilota, con una percentuale di distacco delle talee pari a 3,3% nel controllo procedurale mentre nell’impianto pilota è dell’6,7%. Infine la mortalità per l’impianto pilota è del 1,1%, mentre non sono stati rinvenuti fasci morti nel controllo procedurale (figura 4.6 e 4.7). Nell’impianto procedurale la densità media dei fascicoli fogliari mostra un valore iniziale di 47 fasci/m² ed un valore finale di 42 fasci/m² registrando una riduzione di circa il 10,6%, mentre l’impianto pilota ha valore iniziale di 45 fasci/m², ed alla fine del monitoraggio mostra un valore di 31 fasci/m² indicando una riduzione pari a circa il 31,1% (figura 4.8).

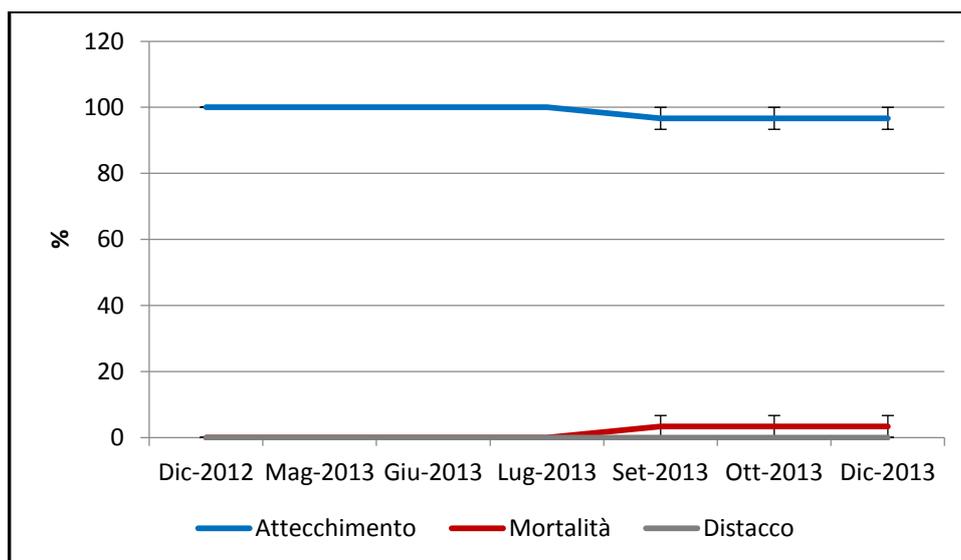


Figura 4.6 – Percentuali di attecchimento, distacco e mortalità delle talee del controllo procedurale.

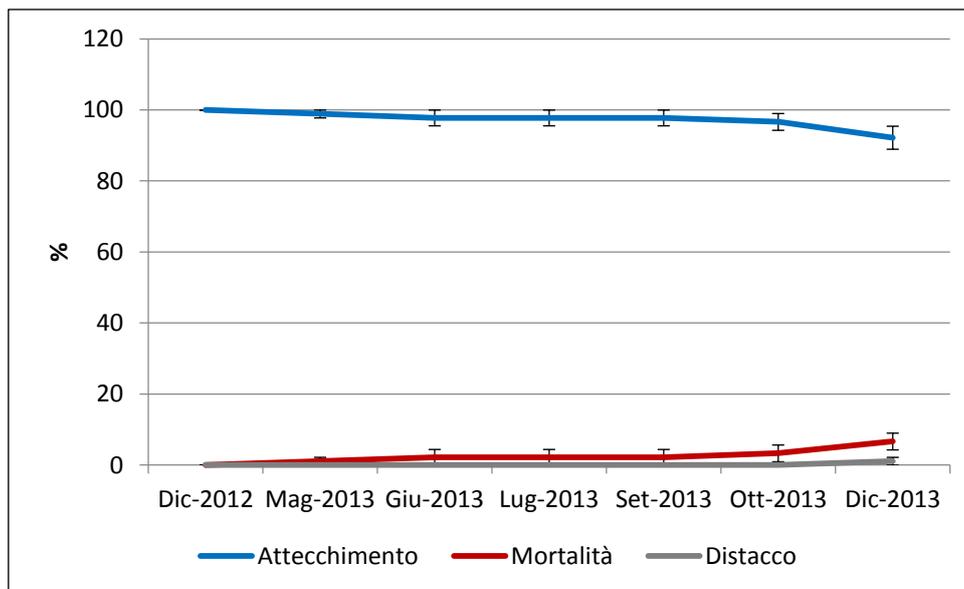


Figura 4.7- Percentuali di attecchimento, distacco e mortalità dell'impianto pilota

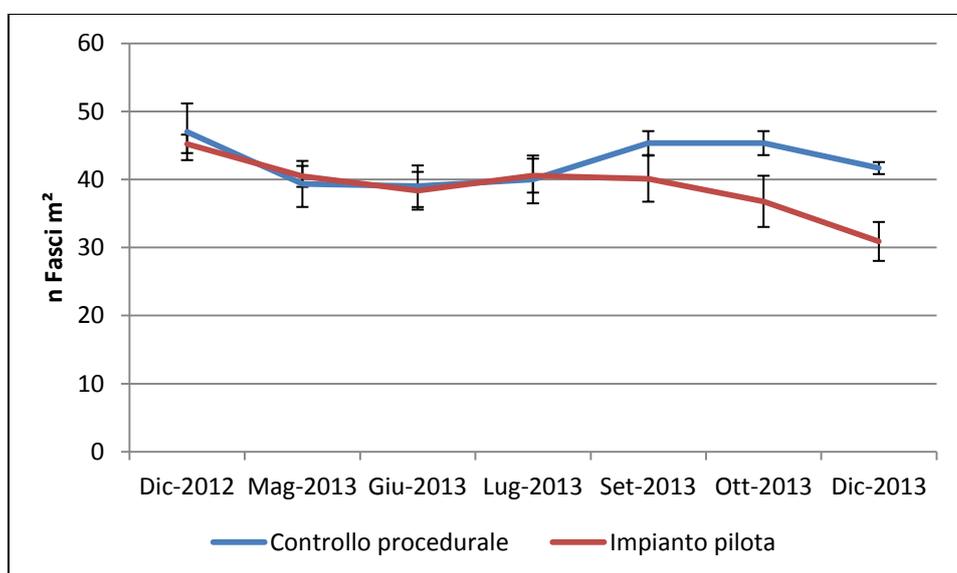


Figura 4.8 – Andamento Temporale della densità media dei fasci.

Le talee mostrano attecchimento pocovariabile fra i due trattamenti (tabella 4.5), senza differenze significative nella distribuzione della frequenza alla fine dell'anno di monitoraggio ($\chi^2=0,810$ con g.d.=2, $P>0,05$).

Tabella 4.5 – Tabella di frequenza della sopravvivenza delle talee nelle stazioni esaminate

			Condizione talee			Totale
			attecchite	distaccate	morte	
prateria	trapianto	n	83	6	1	90
		%	92,2%	6,7%	1,1%	100%
	controllo procedurale	n	29	1	0	30
		%	96,7%	3,3%	0%	100%
Totale		n	112	7	1	120
		%	93,3%	5,8%	0,8%	100%

I risultati del modello lineare evidenziano che l'intercetta (controllo procedurale) stimata per la lunghezza media fogliare è di 18,9cm \pm 0,6 (t = 32,4, p <0,0001). La prateria donatrice ha una lunghezza fogliare di 23,1 cm, evidenziando un incremento di 4,2 cm \pm 0,8 rispetto al controllo procedurale (figura 4.9, tabella 4.6). Nel trapianto, invece, la lunghezza fogliare risulta di 14,3cm con una riduzione rispetto al controllo procedurale stimata in 4,5cm \pm 0,8(figura 4.9, tabella 4.6).

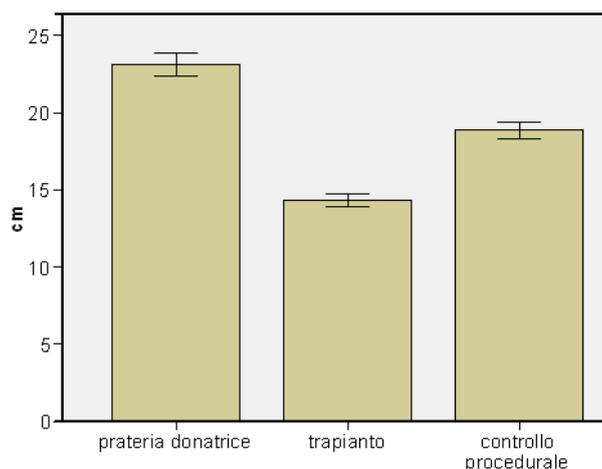


Figura 4.9–Lunghezza media fogliare nelle stazioni esaminate. Le barre rappresentano l'errore standard della media

Tabella 4.6 –Risultati del modello lineare per la variabile risposta Lunghezza fogliare (cm) e numero di foglie (n.foglie). l'intercetta si riferisce al controllo procedurale (porto Xifonio). L'effetto è riportato come differenza dall'intercetta. Fra parentesi l'errore standard delle stime. La significatività degli effetti è stata testata sul logaritmo naturale della variabile lunghezza fogliare.

Fattore	Effetto	t – value	Significance
	cm		
Controllo procedurale	18,9 (0,6)	32,4	***
Prateria donatrice	+4,2 (0,8)	5,1	***
Trapianto	-4,6 (0,8)	-5,5	***

Livelli di significatività: "****"<0,001 "***"<0,01 "**"<0,05; "n.s.">0,05

4.2.3 – Identificazione del sito idoneo a ricevere l'impianto di riforestazione

In base al punteggio del PTSI e ai risultati derivanti dalle attività di monitoraggio dell'impianto pilota è stato definito il valore dell'Indice di idoneità al trapianto (TSI). Il TSI è stato calcolato tenendo in considerazione i parametri riportati nella tabella 4.7.

Tabella 4.7 - punteggi del PTSI e dei dati dell'impianto pilota per il calcolo del TSI

	TSI data						TSI
	PTSI	Attecchimento (%)	Lunghezza fogliare (cm)	Numero di foglie (N)	Luce (% SI)	Numero di griglie staccate (N)	
Impianto Pilota	16	99,5	14,3±2,5	-	25,3±5	0	
Prateria Donatrice			23,1±6	-	52,7±12,7		
TSI a 12 mesi	2	2	1		1	2	8

Il TSI dell'area selezionata è risultato essere pari ad 8.

4.3– Risultati delle attività di riforestazione estensiva

Il monitoraggio, effettuato a distanza di 6 mesi dall'intervento di riforestazione estensivo, nel Seno di Priolo, ha permesso di rilevare le percentuali di sopravvivenza, mortalità e distacco (figura 4.10). In particolare, le talee mostrano attecchimento fra i due trattamenti (tabella 4.8), senza differenze significative nella distribuzione della frequenza ($\chi^2=0,702$ con g.d.=2, $P>0,05$), con valori pari al 94,2% per l'area A e 92,5% per l'area B. Anche le percentuali di mortalità e distacco mostrano valori simili nelle due aree.

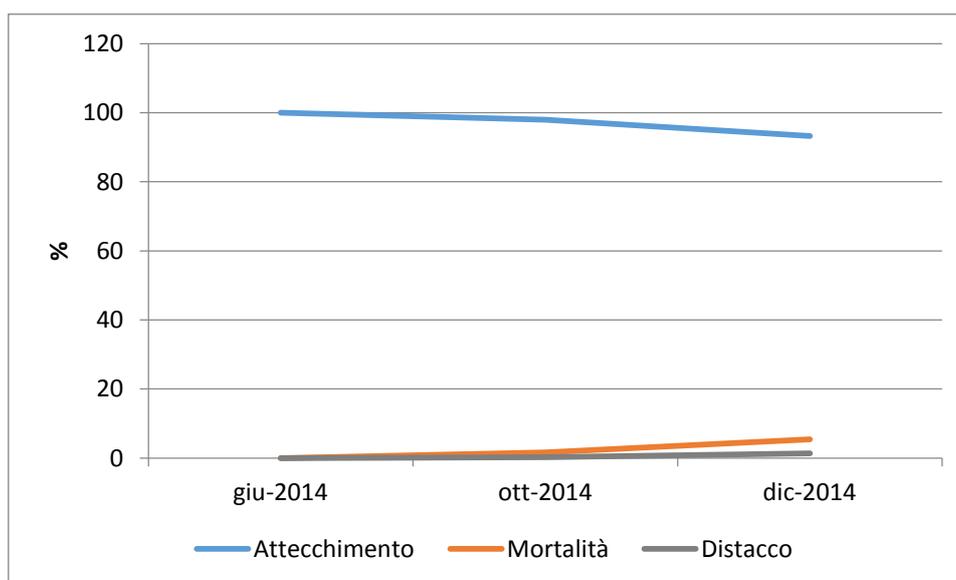


Figura 4.10- Percentuali di attecchimento, distacco e mortalità rilevate durante il periodo di monitoraggio

Tabella 4.8. –Tabella di frequenza della sopravvivenza delle talee nelle 2 aree

			Condizione talee			Totale
			attecchite	distaccate	morte	
area	A	n	226	3	11	240
		%	94,2%	1,3%	4,6%	100%
	B	n	222	5	13	240
		%	92,5%	2,1%	5,4%	100%
Totale		n	448	24	8	480
		%	93,3%	5%	1,7%	100%

L'analisi della varianza ha individuato differenze statisticamente significative fra praterie e fra mesi

nella lunghezza fogliare di *P. oceanica* (figura 4.11, tabella 4.9). In particolare la lunghezza fogliare mostra in media valori più alti in giugno (64 cm \pm 3 E.S.) rispetto ad ottobre (14 cm \pm 1 E.S.) ($F=314,5$; $p < 0,001$, tabella 4.9). Inoltre dal confronto fra praterie emerge che la prateria donatrice mostra valori medi maggiori (48,6 cm \pm 4,5 E.S. vs. 30,1 cm \pm 3,7 E.S., $F=64,5$, $p < 0,01$). Tuttavia la significatività della interazione fra i due fattori PR e ME, evidenzia che la variazione della lunghezza fogliare nei mesi esaminati non sono equivalenti nelle due praterie ($p < 0,05$, tabella 4.9). La maggiore variazione si registra infatti nella prateria trapiantata con una riduzione della lunghezza media dell'87 % al termine del periodo di monitoraggio (53,3 cm \pm 3.1 E.S. in Giugno vs. 7 cm \pm 0.5 E.S. in Dicembre) rispetto al 73 % di riduzione osservato nella prateria donatrice(75,5 cm \pm 3,9 E.S. in Giugno vs. 20 cm \pm 1,5 E.S. in Dicembre).

Tabella 4.9 –Analisi multifattoriale della varianza eseguita sulla lunghezza fogliare e sulla densità dei fasci. Sorgenti di variazione PR=praterie, ME=mesi, AR=Area(***= $P < 0,001$, ** = $P < 0,01$, * = $P < 0,05$, ns= $P < 0,05$).

Sorgente di variazione	Lunghezza fogliare			Densità dei fasci		
	df	MS	F	df	MS	F
(a) PR	1	13,39	64,53**	1	23,14	93,33 ***
(b) ME	1	65,25	314,50***	1	0,25	1,02 ^{ns}
PR X ME	1	3,80	18,32 *	1	0,01	0,02 ^{ns}
AR(PR X ME)	4	0,21	2,21 ^{ns}	4	0,25	0,57 ***
RES	88	0,09		24	0,03	
Cochran's test			ns			ns
Transformation			Ln			Ln

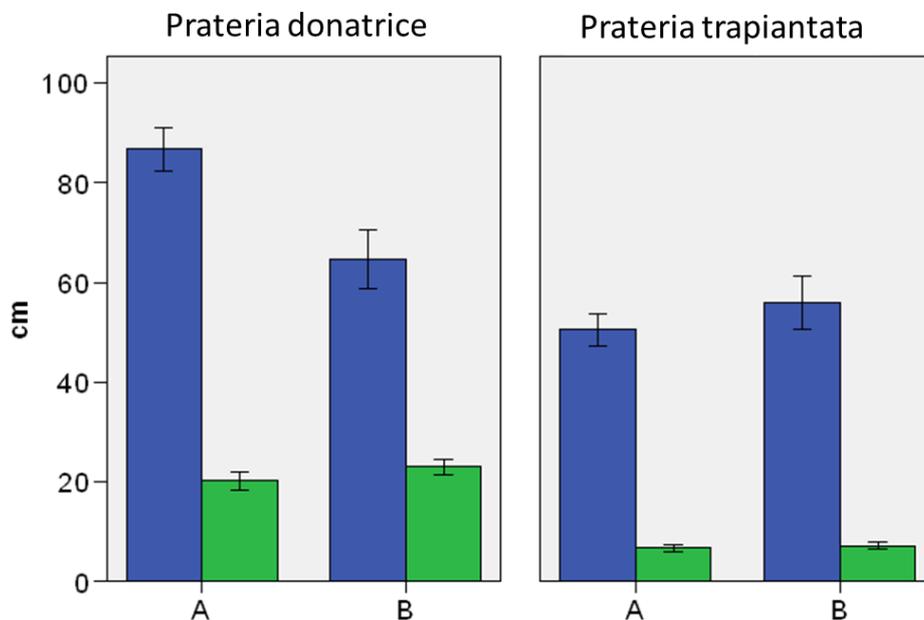


Figura 4.11 –Lunghezza media fogliare nel mese di giugno (in blu) e nel mese di dicembre (in verde); le barre rappresentano gli errori standard della media.

La densità evidenzia differenze significative fra le praterie con valori maggiori nella prateria donatrice. Mentre non si riscontrano variazioni significative nel corso del periodo di monitoraggio

($F=1,02$, $p>0,05$, tabella 4.9) in entrambe le praterie ($F=0,02$, $p>0,05$; tabella 4.9) ad eccezione dell'area A nella prateria donatrice ($F=0,25$, $p<0,001$; tabella 4.9) dove il modello ha individuato differenze significative fra i due mesi (figura 4.12).

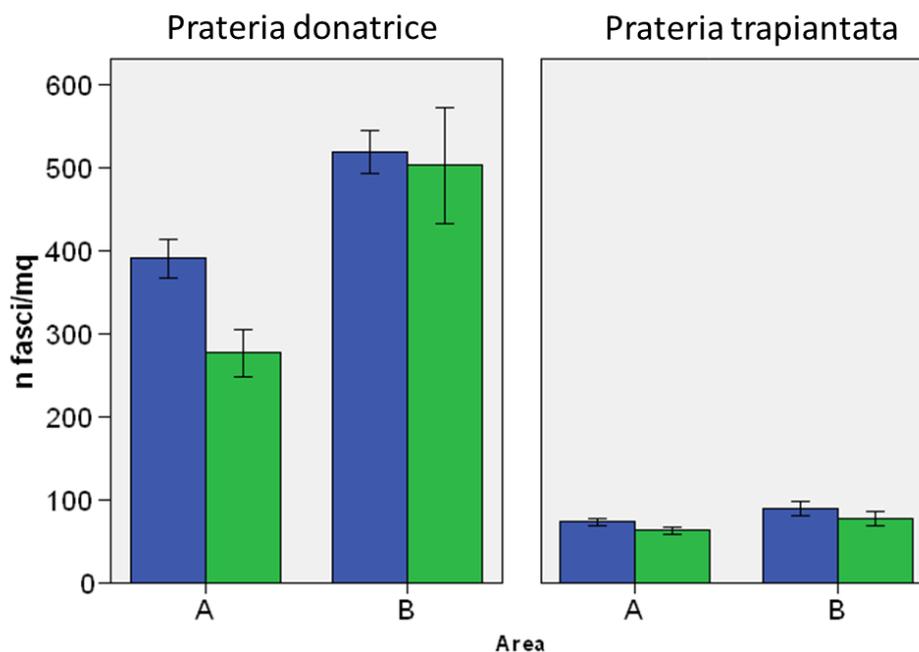


Figura 4.12 – Densità dei fascicoli fogliari nel mese di giugno (in blu) e nel mese di dicembre (in verde); le barre rappresentano gli errori standard della media.

4.4 – Barriere artificiali

La progettazione strutturale delle barriere artificiali ha seguito lo stesso iter procedurale delle normali strutture in calcestruzzo armato. Essendo le barriere artificiali strutture marine permanentemente sommerse, la classe di esposizione relativa è quella XS2 a cui corrispondono, come illustrato nel prospetto F1 della UNI-EN 206-2006, i seguenti limiti volti a garantire l'ottenimento di un calcestruzzo poco permeabile:

- Rapporto massimo a/c di 0,45;
- Classe di resistenza minima C35/45;
- Contenuto minimo di cemento 320 kg/m³.

Lo spessore minimo di copriferro che occorre garantire per la struttura portante delle barriere artificiali è pari a 40 mm, valore a cui vanno aggiunte le tolleranze di posa di 10 mm.

Dopo aver definito la parte strutturale della progettazione la fase successiva è stata la valutazione del grado di affondamento dei provini nella *matte*. Durante il primo monitoraggio, effettuato immediatamente dopo la posa dei provini, non è stato riscontrato nessun fenomeno di affondamento istantaneo, mentre nei successivi rilievi si è constatato che alcuni provini presentavano l'instaurarsi di un progressivo insabbiamento, probabilmente a seguito di due intense mareggiate. Quest'ultime sono la probabile causa del ribaltamento del provino n° 16 collocato nel sito A più vicino alla costa (figura 4.13).

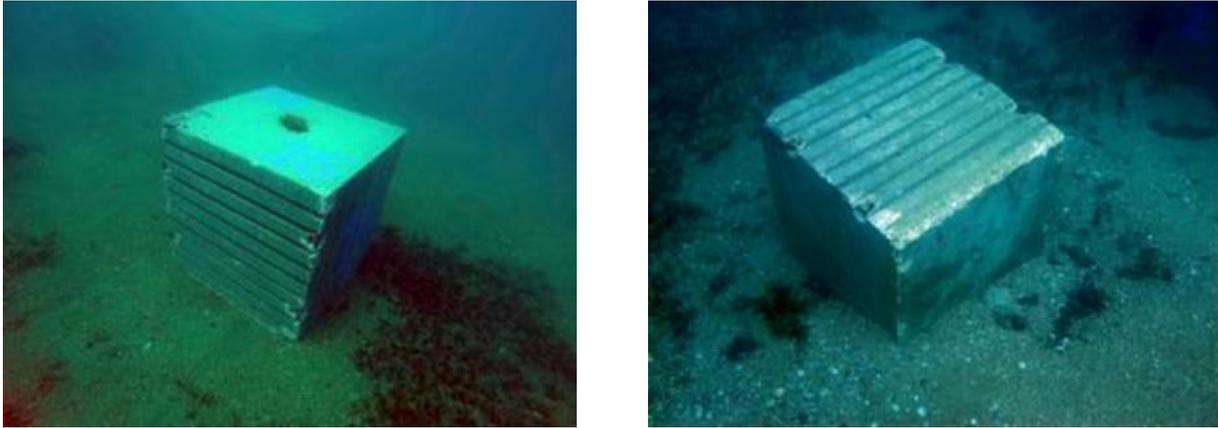


Figura 4.13 – Ribaltamento del provino n° 16

A seguito di tale sperimentazione ed all'analisi della letteratura consultata sono state realizzate le barriere secondo le caratteristiche descritte di seguito. Ogni sagoma (unità) è stata progettata con ingombri di 2 metri di larghezza, 3 metri di lunghezza e altezze variabili comprese tra 0,6 e 1,5 metri (tabella 4.10, figura 4.14). Al fine di ottenere un andamento "prossimo a quello naturale" e di garantire nel contempo una resistenza strutturale tale da sopportare le sollecitazioni dovute alla movimentazione, si è scelto di suddividere la struttura in due differenti manufatti solidali: struttura portante e struttura portata. La prima, è stata realizzata in calcestruzzo armato con sezione a T, dimensionata come una piastra nervata soggetta a carico dall'alto dovuto al peso proprio e al peso della struttura portata. La seconda, invece, realizzata come assemblamento di pietrame di cava resa solidale con l'interposizione di una malta cementizia ricca in sabbia. All'interno della sagoma di massimo ingombro del manufatto, sono state progettate delle forme tali da produrre la maggiore distribuzione possibile di fori, fessure e crepe (figura 4.14). Questo non solo al fine di creare dei rifugi e luoghi atti alla riproduzione delle specie target ma anche per rendere l'aspetto estetico della barriera quanto più prossimo a quello naturale.

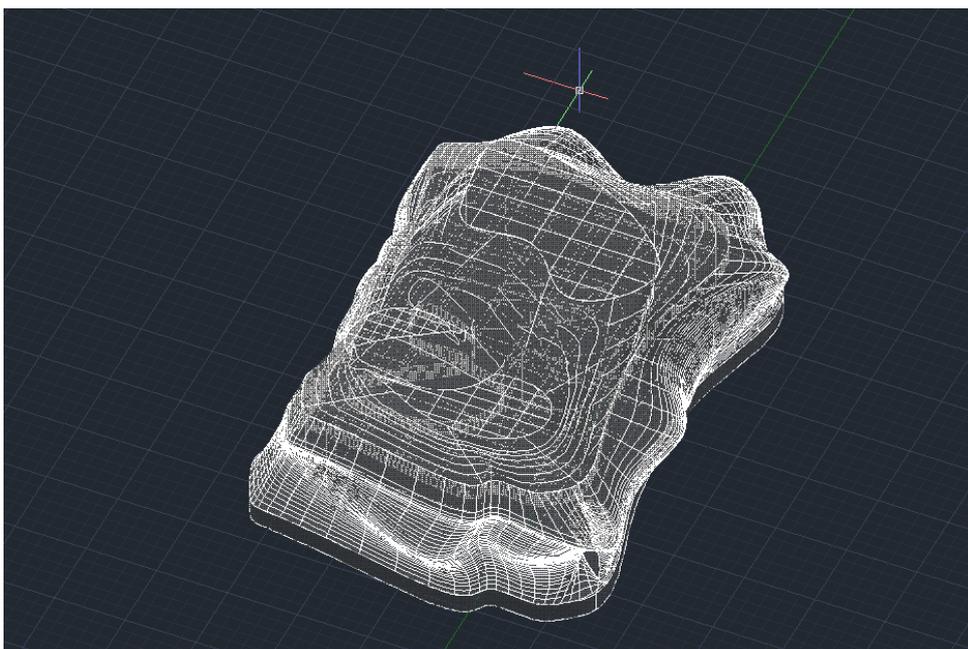


Figura 4.14 -Rappresentazione tridimensionale di un modulo del reef.

Inoltre, poiché la distribuzione spaziale dei moduli, in particolare la loro distribuzione orizzontale, deve consentire la realizzazione di barriere artificiali senza soluzione di continuità, le forme sono state progettate in modo da essere accostate e presentare numerose superfici di contatto (Figure 4.15 e 4.16). Tra le superfici di contatto delle forme si creano delle fessure e dei cunicoli che consentono di incrementare la complessità della barriera al di là del contributo di ogni singola forma.

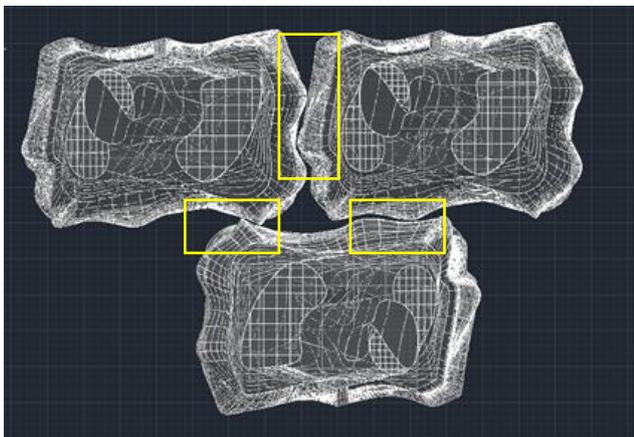


Figura 4.15 - Possibile distribuzione spaziale dei moduli e superfici di contatto.

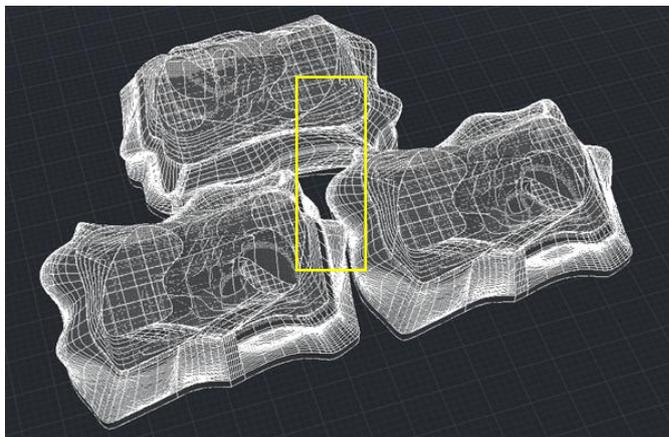


Figura 4.16 – Presenza di fessure e cunicoli tra i moduli che incrementano la complessità del reef.

A dicembre del 2014 sono state posizionate 12 unità (figura 4.17), 3 per area secondo le caratteristiche riportate in tabella.

Tabella 4.10– caratteristiche morfologiche e di posizionamento delle barriere artificiali realizzate

Parametri	valori
Profondità di posizionamento	10 -14 metri
Dimensioni (L * L*H)	2*3*1.5 metri
Disposizione spaziale (distanze tra le unità)	5 – 25 metri
Forma	Andamento “prossimo a quello naturale”
Cavità	Presenti (30% del volume)





Figure 4.17 - Fasi del posizionamento delle barriere artificiali

Capitolo 5

Discussioni

5.1 - Sperimentazione del supporto in mater-bi

Il trapianto di fanerogame marine implica il fissaggio tramite ancoraggi di talee al fondale. Delle diverse tecniche che sin dal 1970 sono state utilizzate per la riforestazione con *P. oceanica* è risultato che l'80% dei trapianti fallisce a causa del sistema di ancoraggio (Park e Lee, 2010). L'utilizzo del sistema modulare di ancoraggio (la "stella") ha indicato tempi brevi di posizionamento delle talee di *P. oceanica* al substrato ed, a 26 mesi dal trapianto, ha fatto rilevare, contrariamente ad altri sistemi (es. griglie, Piazzini *et al.*, 1998; Pirrotta *et al.*, in stampa), una percentuale di attecchimento molto elevata ($95 \pm 0,4\%$). La stella consente, quindi, l'attacco rapido delle talee al fondale e favorisce l'attecchimento e l'espansione dell'unità trapiantata, così come evidenziato dal valore di densità, registrato dopo circa 2 anni dall'impianto, che supera dell'11% la densità d'impianto. Inoltre, il sistema di ancoraggio, realizzato con una nuova generazione di bio-plastica, è totalmente biodegradabile pur mantenendo le stesse caratteristiche fisiche delle materie plastiche. Questo nuovo materiale, a differenza di altri, non rilascia residui nocivi nell'ambiente ed, in particolare, il tempo di degradazione risulta compatibile con i tempi di radicazione e stabilizzazione delle talee al substrato, considerato che *P. oceanica* è una fanerogama a crescita lenta. Pertanto, l'utilizzo di tale tecnica di ancoraggio risulta efficace per il corretto ripristino di habitat a *P. oceanica* degradati e per tale scopo è stata impiegata nella realizzazione dell'impianto estensivo nel Seno di Priolo (Siracusa).

5.2 - Selezione dell'habitat ed Impianto Pilota

L'Indice Preliminare d'Idoneità al Trapianto (PTSI), basato esclusivamente su dati di letteratura, è stato validato attraverso la realizzazione, e il successivo monitoraggio, di un impianto pilota posizionato nell'area a cui l'indice attribuiva la più alta probabilità di successo per un intervento di riforestazione con *P. oceanica* (PTSI = 16). Gli andamenti sull'attecchimento delle unità trapiantate sono risultati in accordo con quanto previsto dal PTSI. In particolare, l'attecchimento delle talee è risultato superiore al 90%, al di sopra di quanto ottenuto per altri esperimenti di trapianto di *P. oceanica* condotti in Mediterraneo (Meinesz *et al.*, 1992, 1993; Molenaar e Meinesz 1995; Piazzini *et al.*, 2000). Invece, per quanto riguarda i dati registrati sui fascicoli fogliari di *P. oceanica* si evidenziano differenze biometriche tra le piante nei diversi siti (impianto, controllo procedurale e prateria donatrice). In particolare, i fasci del controllo procedurale hanno esibito foglie di lunghezza inferiore del 20% a quella rilevata nei fasci indisturbati (prateria donatrice), evidenziando come il taglio, la manipolazione delle talee e la rimozione dei sedimenti (Pirrotta *et al.*, in stampa) costituiscano importanti fattori di stress sui trapianti. Il taglio delle talee porta inevitabilmente alla rottura delle interconnessioni clonali, che sono essenziali per sostenere la crescita e l'espansione clonale delle fanerogame (Marbà *et al.*, 2002). Infatti, le interconnessioni clonali sono capaci di sostenere la crescita delle fanerogame attraverso il trasferimento di nutrienti, principalmente azoto, dai fasci più vecchi a quelli più giovani. Questa redistribuzione di risorse sembra essere fondamentale per l'acquisizione iniziale dei nutrienti da parte dei fasci e quindi alla sopravvivenza del clone e alla sua espansione. In questo studio, i fasci trapiantati, tutti volutamente selezionati in

una fase molto giovane, non hanno potuto beneficiare del contributo di risorse provenienti dagli altri fasci e quindi li ottengono principalmente dalle altre foglie. Il processo interno di riciclo dei nutrienti, attraverso il passaggio dalle foglie vecchie a quelle giovani, è anche un importante processo di assorbimento dei nutrienti nelle talee trapiantate (Alcoverro *et al.*, 2000; Lepoint *et al.*, 2002a.). Tuttavia, le sole foglie non sono in grado di sostenere il fabbisogno di nutrienti a seguito del trapianto quando le radici sono danneggiate (Lepoint *et al.*, 2004). L'assorbimento di nutrienti da parte dell'apparato radicale sostiene circa il 35% del fabbisogno annuo di *P. oceanica* (Lepoint *et al.*, 2002b). Pertanto, lo strappo, che intacca anche parzialmente l'apparato radicale, rallenta ulteriormente il recupero di talee trapiantate, considerando che la formazione di radici avventizie in *P. oceanica* richiede 3-12 mesi (Meinesz *et al.*, 1992). L'ulteriore riduzione della lunghezza fogliare osservata nel impianto pilota rispetto al controllo procedurale fornisce, invece, informazioni sull'effetto indotto dalle diverse condizioni ambientali a cui sono stati sottoposti in trapianti tra cui, la riduzione della trasparenza delle acque, la competizione interspecifica con altre macrofite e l'eventuale presenza di contaminanti possono avere avuto un ruolo rilevante.

5.3 - Identificazione dell'idoneità del sito al ripristino

Lo step finale del modello è stato calcolare l'Indice di idoneità al trapianto (TSI), che ha indicato che il sito dove è stato realizzato l'impianto pilota era potenzialmente adatto per il ripristino di *P. oceanica* (TSI = 8). Poiché il TSI è un indice moltiplicativo, il verificarsi di un solo parametro uguale a zero è sufficiente per azzerare il risultato finale. In particolare non sono state rilevate perdite di griglie che avrebbero portato a 0 il valore finale dell'indice rendendo inidonea l'area per accogliere trapianti in modo estensivo. È stato osservato, infatti, che il distacco delle griglie, aggiunto come un nuovo parametro nel modello proposto da Pirrotta *et al.* (in stampa), è verosimilmente determinato principalmente dall'ancoraggio e quindi causato soprattutto dalla pesca artigianale. Nel Mar Mediterraneo, diversi studi hanno valutato l'impatto dell'ancoraggio sulle praterie di *P. oceanica*, in particolare nei luoghi altamente frequentati dai diportisti (aree marine protette e aree costiere urbanizzate), suggerendo che questocumulandosi è responsabile di effetti negativi sulla copertura delle praterie e sulla densità dei fasci (Milazzo *et al.*, 2004). Per questo motivo, le aree interessate da queste attività (ad esempio, i porti) sono state escluse a priori dal modello. L'impatto della pesca artigianale su piccola scala è stato documentato molto poco, forse perché questa attività è difficile da controllare, soprattutto nelle aree non protette. Pertanto, l'assenza di perdita di unità da trapianto è stata usata come proxy di una bassa pressione da ancoraggio e pesca artigianale.

5.4 - Trapianto estensivo di *P. oceanica*

Il trapianto effettuato nel sito scelto attraverso il modello TSI per *P. oceanica* ha mostrato una percentuale di attecchimento ($93,3\% \pm 1,4$) molto simile a quella registrata nell'impianto pilota ($92,2\% \pm 3,2$), confermando che la matrice è il substrato più adatto per l'impianto di *P. oceanica* (Di Maida *et al.*, 2013; Terrados *et al.*, 2013). Sebbene la letteratura indichi che un solo anno di monitoraggio non sia sufficiente per prevedere le prestazioni del trapianto, a causa di andamenti non lineari (Pirrotta *et al.*, in stampa), i risultati ottenuti in questo studio sembrano piuttosto

promettenti, considerati i valori elevati di attecchimento superiori al 90%.

In accordo con i risultati derivanti dall'impianto pilota, è stata registrata una sensibile riduzione della lunghezza fogliare dovuta allo stress da trapianto che rappresenta un sorgente di disturbo importante sulle variazioni delle performance biometriche strutturali, riscontrata anche in altre fanerogame marine (Bastyan e Cambridge, 2008).

La mortalità registrata nell'impianto estensivo (circa il 5% a sei mesi dalla realizzazione) non comporta necessariamente una minore efficacia in tutto il trapianto, dal momento che questa può essere compensata nel tempo dall'allungamento e dalla ramificazione delle restanti talee (Calumpong e Fonseca, 2001). La velocità di crescita di un clone di fanerogame marine aumenta continuamente; pertanto, lo spazio occupato da un clone aumenta esponenzialmente (Borum *et al.*, 2004; Marbà e Duarte, 1998; Sintès *et al.*, 2005). In tale contesto, la letteratura individua come importante, dal punto di vista del monitoraggio del trapianto di *P. oceanica*, il periodo che va da zero a due/tre anni, poiché in questo *range* temporale sono stati registrati sia una stabilizzazione delle talee trapiantate (Pirrotta *et al.*, in stampa) che un aumento del numero di fasci per talea, che possono più che raddoppiare, tanto da rendere difficile distinguere *in situ*, una talea dall'altra. Poiché *P. oceanica* è una specie perenne, il suo recupero naturale è molto lento (Duarte *et al.*, 2006; Pergent *et al.*, 2012) e il tempo per coglierla la sua resilienza è spesso molto più lungo di quello convenzionale dei tre anni della maggior parte degli studi ecologici (Hughes *et al.*, 2005; Cunha *et al.*, 2012).

5.5 - Barriere artificiali

L'analisi della letteratura sulle esperienze condotte nella realizzazione e posizionamento di barriere artificiali ha evidenziato, in primo luogo, che la scelta di un *range* di profondità di collocazione delle barriere compreso tra 10 e 14 metri sembra essere quella ottimale, sia per la presenza degli habitat delle specie target (Fabi *et al.*, 1989; Fabi e Fiorentini, 1994; Ardizzone *et al.*, 1989) che per la minore influenza del moto ondoso sulle strutture, limitando in tal modo i possibili danni strutturali e l'insabbiamento (Tian, 1998).

L'esclusione tra le specie target di quelle transienti (DeMartini *et al.*, 1989; DeMartini *et al.*, 1994), vista anche la bassa profondità di posizionamento (Molles, 1978), avvalorata la scelta di uno sviluppo orizzontale a discapito di quello verticale, non dovendo esse svolgere la funzione di stimolo audiovisivo o di riferimento spaziale (Klima e Wickham, 1971; Jessee *et al.*, 1985; Anderson *et al.*, 1989). Lo sviluppo orizzontale ottenuto con la combinazione di moduli in strutture organizzate e non con singoli moduli di grandi dimensioni (Moffit *et al.*, 1989) genera, a seconda delle necessità, barriere artificiali differenti per dimensioni, volumi e aree occupate e produce nel contempo habitat ad elevata eterogeneità in grado di attrarre un maggior numero di specie persistenti (Pratt, 1994; Bombace *et al.*, 1994).

Passando alle caratteristiche dimensionali dei singoli moduli, una base di circa due metri per tre, ed altezze variabili da sessanta centimetri a due metri, permette di ottenere una superficie stabile di appoggio delle barriere artificiali in relazione a diverse tipologie di substrato e alle possibili irregolarità dei fondali marini (Badalamenti *et al.*, 2000). Inoltre, le dimensioni indicate soddisfano necessità industriali quali:

- la movimentazione, sia perché rientrano nella sagoma limite di un autoarticolato e svincolano

dalla necessità di utilizzare veicoli per il trasporto speciale sia perché le proporzioni di base consentono di ottenere un manufatto con baricentro delle masse prossimo a quello geometrico che risulta più agevole da sollevare e porre in opera;

- minore calore di idratazione rispetto a manufatti ciclopici, riducendo quindi il rischio di fessurazione dovuta al ritiro differenziato del calcestruzzo.

La distanza ottimale tra le barriere artificiali è compresa tra i 5 e i 25 metri, in quanto consente, oltre allo spostamento delle specie presenti tra le diverse oasi, di non influenzare l'idrodinamismo e la dispersione delle uova nell'area (Sanchez-Jerez *et al.*, 2002; Nakamura, 1985) e di considerare nulla l'interazione geotecnica tra le barriere.

La scelta del tipo di forma, intesa come prodotto dell'aggregazione dei singoli moduli, è frutto delle esperienze documentate in letteratura in cui si mostra come le forme cubiche siano le unità preferite da pesci di "scoglio", le unità a forma di tartaruga siano preferite da specie demersali e le forme tubolari posseggono capacità attrattive intermedie tra le due precedenti (Lee e Kang, 1994).

Per quanto sopra, e con il precipuo intento di minimizzare l'impatto visivo sul paesaggio sommerso, si è ipotizzato di realizzare delle barriere artificiali caratterizzate da un andamento quanto più prossimo a quello delle scogliere presenti nel sito di intervento, basandoci sulla convinzione che i subacquei possano mostrare una preferenza estetica per paesaggi valutati dagli esperti come naturali quasi naturali (Daniel, 2001).

La complessità delle forme sia interna che esterna, intendendo con ciò presenza e distribuzione di fori, fessure, crepe e cunicoli che determinano la disponibilità di rifugi e di luoghi atti alla riproduzione, condiziona fortemente l'efficacia delle barriere artificiali nell'incremento della produttività biologica (Sherman *et al.*, 2002; Charbonnel *et al.*, 2002; Jordan *et al.*, 2005). Studi sia in ambienti naturali (García-Charton e Pérez-Ruzafa, 2001; Angel e Ojeda, 2001; Gratwicke e Speight, 2005) che artificiali (Anderson *et al.*, 1989; Hixon e Beets, 1989; Bohnsack, 1991; Seaman, 1996; Charbonnel *et al.*, 2002) mostrano una correlazione positiva tra la complessità strutturale e un incremento delle popolazioni e diversità delle specie (Spielier *et al.*, 2001). La stessa complessità delle barriere è legata alle diverse esigenze delle specie target e, in particolare modo, alle loro caratteristiche biologiche (Beets e Hixon, 1994). Le osservazioni in letteratura mostrano che i pesci di barriera preferiscono nascondigli dalle dimensioni prossime a quelle corporee (Randall, 1963; Robertson e Sheldon, 1979; Shulman, 1984) e che la presenza di cavità di grandi dimensioni determina sia l'aumento in numero di grandi pesci predatori (Eggleston *et al.*, 1990, 1992) che la conseguente riduzione della popolazione di piccoli pesci dovuta alla maggiore mortalità da predazione (Bohnsack *et al.*, 1994). La complessità interna ed esterna determina il flusso d'acqua all'interno delle strutture, influenza i modelli di turbolenza, i livelli di luce e la temperatura, variando in tal modo l'habitat alle specifiche richieste delle diverse comunità presenti e influenzando il reclutamento iniziale ed il conseguente sviluppo delle comunità incrostanti (Maughan, 2001). La complessità interna influisce sulle scelte progettuali variando il carico sulla struttura portata. L'aumento della complessità può essere ottenuto anche aumentando le cavità poste sulla sabbia in prossimità dei confini dei moduli, fornendo uno spazio biotico secondario (Palmer-Zwahlen e Aseltine, 1994) rappresentato da microhabitat che contribuiscono sia allo sviluppo dell'eterogeneità spaziale del substrato in termini di altezza, orientamento e cavità interstiziali che all'incremento della biodiversità con l'innescare di catene trofiche aggiuntive (Fabi *et al.*, 1998).

Capitolo 6

Conclusioni

Scopo della presente tesi è stato quello di mettere in atto strategie per ripristinare fondali degradati, attraverso interventi di riforestazione con *Posidonia oceanica* combinati con il posizionamento di barriere artificiali. La tesi si inserisce nell'ambito del progetto di sviluppo PON01_03112 - Tecnologie avanzate eco-sostenibili finalizzate alla bonifica ed al ripristino di aree marine costiere degradate, come il polo petrolchimico di Priolo-Melilli-Augusta nel SIN di Priolo (SR), un'area costiera utilizzata come zona di espansione per attività industriali. In quest'area le attività antropiche hanno condizionato la qualità delle acque costiere ed hanno creato depositi ad elevata contaminazione nei sedimenti prospicienti le zone interessate

La sperimentazione del sistema in plastica biodegradabile per il fissaggio delle piante, denominato "Stella", ha mostrato percentuali di sopravvivenza delle talee di *P. oceanica* molto elevate e valori di densità dei fascicoli fogliari crescenti. La stella consente, quindi, l'attacco rapido delle talee al fondale e favorisce l'attecchimento e l'espansione dell'unità trapiantata. L'utilizzo della stella nella realizzazione dell'impianto estensivo nelle aree degradate del SIN di Priolo ha portato al trapianto di circa 30.000 fasci su *matte* morta, mostrando risultati decisamente positivi riguardo l'attecchimento (oltre 90%), con basse percentuali di distacco e mortalità delle talee e confermando non solo l'efficacia del supporto di ancoraggio delle piante ma anche la maggiore idoneità della *matte* morta come substrato di trapianto rispetto ad altri substrati.

Riguardo alle barriere artificiali, per le quali è indispensabile un approccio multidisciplinare che possa integrare le conoscenze biologiche con quelle di tipo ingegneristico, sono state effettuate delle scelte progettuali in funzione delle caratteristiche dell'area di studio in oggetto ed agli obiettivi del progetto. In particolare lo scopo finale è stato quello di fornire zone di riparo/rifugio ed aggregazione di popolazioni animali e vegetali contestualmente alla realizzazione di un design che emulasse forme naturali al fine di minimizzare l'impatto visivo sul paesaggio sommerso. La progettazione di queste barriere artificiali, realizzate in calcestruzzo, ha previsto la creazione di zone di riparo/rifugio attraverso una parzializzazione del vano interno ai moduli con la realizzazione di più camere comunicanti con accesso individuale all'esterno. Inoltre, al fine di accelerare i tempi di attecchimento degli organismi e quindi la successione ecologica, sia sulle superfici esterne che interne è stato realizzato un elevato grado di rugosità tramite malte cementizie con granulometrie appositamente studiate. Infine la distribuzione spaziale dei moduli, ha permesso di creare delle fessure e dei cunicoli che consentono di incrementare la complessità della barriera al di là del contributo di ogni singola forma, producendo nel contempo habitat ad elevata eterogeneità. Lo sforzo progettuale ha dovuto coniugare esigenze di carattere strutturale con esigenze ecologico-funzionali ed estetico-percettive.

Ringraziamenti

Ho voluto destinare questa pagina per ringraziare tutte le persone che hanno contribuito al mio percorso di ricerca durante questi tre anni di dottorato.

Desidero esprimere la mia più profonda gratitudine al mio coordinatore e tutor Prof. Sebastiano Calvo, per avermi dato l'opportunità di collaborare alle attività relative al progetto Tetide, nonché per i preziosi commenti, suggerimenti e per la continua supervisione della mia attività.

Sono molto grato ai miei co-tutor, Dr.ssa Germana Di Maida e Dott. Agostino Tomasello, i quali, ognuno nel proprio campo, mi hanno sempre aiutato, incoraggiato e fornito validi e significativi suggerimenti, non soltanto nella rilettura critica di tutti i capitoli ma anche nella fase di elaborazione dei statistica dei dati.

Un ringraziamento speciale va alla Dr.ssa Maria Pirrotta per la gentilezza sempre dimostrata nei miei confronti e per i suggerimenti sull'impostazione del lavoro.

Un caloroso ringraziamento al Dott. Giancarlo Bellissimo, al Dott. Carlo Luzzu, al Dott. Antonio Scannavino e al dott. Giovanni Sclafani, per l'assistenza e l'aiuto durante l'attività in campo e per la disponibilità mostratami nel condividere dati, idee ed informazioni.

Ringrazio anche la Biosurvey S.r.l., Spin-off dell'Università di Palermo, e il suo personale, che mi ha permesso di partecipare alle operazioni attinenti la sperimentazione di riforestazione attraverso l'utilizzo del sistema innovativo realizzato in plastica biodegradabile.

Un ringraziamento alla Prof.ssa Carla Orestano per i suoi preziosi suggerimenti scientifici e l'affetto che mi ha sempre dimostrato.

Ringrazio anche tutti i tesisti, tirocinanti e corsisti per la disponibilità mostrata in campo durante le fasi di campionamento e posizionamento del materiale vegetale.

Ringrazio la mia famiglia per il sostegno e la fiducia concessami nel corso di tutta la mia carriera universitaria.

Infine un ringraziamento particolare va a Carmelina, moglie e madre stupenda, compagna non solo nella vita quotidiana ma anche in quella professionale. Sei stata capace di illuminare il mio cammino come un faro nella notte buia e tempestosa, ricordo che, 10 anni fa dopo il primo contatto con il laboratorio di Posidonia oceanica, volevo scappare perché mi ritenevo poco adatto, ma è solo grazie al tuo essere ostinata se oggi sono riuscito a raggiungere questo traguardo.

GRAZIE.

Bibliografia

- 16 U.S.C. xx 1451e1464 US Coastal Zone Management Act.
- A.R.P.A. SICILIA, 2005. Rilievi geofisici marini finalizzati alla predisposizione di un protocollo di campionamento per la caratterizzazione ambientale dell'area marino costiera compresa tra la diga foranea della rada di Augusta e Capo S.ta Panagia (SR). Relazione finale, 16 pp.
- AA.VV., 2002. Realizzazione della mappatura delle praterie di *Posidonia oceanica* lungo le coste della Sicilia e delle isole circostanti. Ministero dell'Ambiente, Italia, Rapporto Tecnico, 580 pp.
- Abelson A., Shlesinger Y., 2002. Development of coral-reef community on artificial reefs in Eilat, Gulf of Aqaba, Red Sea: aggregates of limestone rocks. *ICES Journal Marine Science*, 59: 122-126.
- Airoldi L., Beck M.W., 2007. Loss, status and trend for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology An Annual Review*, 45: 345-405.
- Aitein P.C., 2003. The durability characteristics of high performance concrete: a review. *Cement and Concrete Composites*, 25(4-5): 409-420.
- Akbar K.F., Hale W.H.G., Headley A.D., 2003. Assessment of scenic beauty of the roadside vegetation in northern England. *Landscape and Urban Planning*, 63: 139-144.
- Alcoverro T., Manzanera M., Romero J., 2000. Nutrient mass balance of the seagrass *Posidonia oceanica*: the importance of nutrient retranslocation. *Marine Ecology Progress Series*, 194: 13-21.
- Alevizon W. S., Gorham J. C., 1989. Effects of artificial reef deployment on nearby resident fishes. *Bulletin of Marine Science*, 44: 646-661.
- Alevizon W. S., Gorham J. C., Richardson R., McCarthv S. A., 1985. Use of man-made reefs to concentrate snapper (*Lutjanidae*) and grunts (*Haemulidae*) in Bahamian waters. *Bulletin of Marine Science*, 37: 3-10.
- Almany G.R., 2004. Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia*, 141: 105-113.
- Ambrose R.F., 1994. Mitigating the effects of a coastal powerplant on a kelp forest community: rationale and requirements for an artificial reef. *Bulletin of Marine Science*, 55: 694-708.
- Ambrose R.F., Swarbrick S.L., 1989. Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California. *Bulletin of Marine Science*, 44: 718-733.
- Anderson M.J., Underwood A.J., 1994. Effects of substratum on the recruitment and development of an intertidal estuarine fouling assemblage. *Journal . Experimental. Marine. Biology. Science*, 184: 217-236.
- Anderson N.H., Sedell J.R., Roberts L.M., Triska F.J., 1978. The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams. *American Midland Naturalist*, 100: 64-82.
- Anderson T.W., DeMartini E.E., Roberts D.A., 1989. The relationship between habitat structures, body size and dishibution of fishes at a temperate artificial reef. *Bulletin of Marine Science*, 44: 681-697.
- Angel A., Ojeda F.P., 2001. Structure and trophic organization of subtidal fish assemblages on the northern Chilean coast: the effect of habitat complexity. *Marine Ecology Progress Series*, 217: 81-91.
- Ardizzone G.D., Gravina M.F., Belluscio A., 1989. Temporal development of epibenthic communities on artificial reefs in the central Mediterranean Sea. *Bulletin of Marine Science*, 44(2): 592-608.
- A.R.P.A. SICILIA, Università degli Studi di Palermo, 2006. Studi applicativi finalizzati all'attivazione del sistema di monitoraggio delle acque marino costiere della Regione Sicilia. Environmental Protection Agency, Sicilia, Italy.
- Atlantic and Gulf States Marine Fisheries Commissions, 2004. Guidelines for marine artificial reefs materials, pg 1-198
- Ausili A., Gabellini M., Cammarata G., Fattorini D., Benedetti M., Pisanelli B., Gorbi S., Regoli F., 2008. Ecotoxicological and human health risk in a petrochemical district of southern Italy. *Marine Environmental Research*, 66: 215-217.
- Badalamenti F., D'Anna G., Riggio S., 2000. Barriere artificiali in the gulf of Castellammare (North-west Sicily): a case study. In Jensen, A. C. K. J. Collins, & A. P. M. Lockwood (eds), *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers, London: 75-96.
- Bailey-Brock J.H., 1989. Fouling community development on an artificial reef in Hawaiian waters. *Bulletin of Marine Science*, 44(2): 580-591.
- Baine M., 2001. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. *Ocean & Coastal Management*, 44: 241-259.
- Balestri E., Piazzì L., Cinelli F., 1998b. Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *P. oceanica*(L.)

- Delile in a damaged coastal area. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 228(2): 209-225.
- Bastyan G., Cambridge M., 2008. Transplantation as a method for restoring the seagrass *Posidonia australis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(2): 289-299.
- Beets J., Hixon M.A., 1994. Distribution, persistence and growth of Groupers (Pisces: serranidae) on artificial and natural patch reefs in the Virgin Islands. *Bulletin Marine Science*, 55 (2-31): 470-483.
- Bell J. D., Harmelin-Vivien M. L., 1982. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows, 1. Assemblage structure. *Tethys*. 10: 337-347.
- Bell J.D., Pollard D.A., 1989. Biology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. In: Larkum, A.W.D., McComb, A.J., Shepherd, S.A. (Eds.), *Biology of Seagrasses: a Treatise on the Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australian Region*. Elsevier, Amsterdam, pp. 585-609.
- Bernard G., Bonhomme P., Boudouresque C.F., 2005. Recovery of the seagrass *Zostera marina* in a disturbed Mediterranean lagoon (Etang de Berre, Bouches-du-Rhone, Southern France). *Hydrobiologia*, 539: 157-161.
- Bliven S., Kelty R., 2005. Visual impact assessment of small docks and piers: theory and practice. In: NOAA Coastal Ocean Program, Decision Analysis Series No. 25. National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD, p. 42.
- Boaventura D., Moura A., Leitão F., Carvalho S., Cúrdia J., Pereira P., Cancela da Fonseca L., Santos M. N., Monteiro C.C., 2006. Macrobenthic colonisation of artificial reefs on the southern coast of Portugal (Ancão, Algarve). *Hydrobiologia*, 555: 335-343.
- Bohnsack J. A., Sutherland D. L., 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science*, 37: 11-39.
- Bohnsack J.A., 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bulletin of Marine Science*, 44(2): 631-645.
- Bohnsack J.A., 1991. Habitat structure and the design of artificial reefs. In: Bell, S.S., McCoy, E.D., Mushinsky, H.R. (Eds.), *Habitat Structure: The Physical Arrangement of Objects in Space*. Chapman and Hall Ltd., London, 412-426.
- Bohnsack J.A., Harper D.E., McClellan D.B., Hulsbeck M., 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, USA. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 796-823.
- Bombace G., 1996. Protection of biological habitats by artificial reefs. In *European Artificial Reef Research. Proceedings of the 1st EARRN conference*, pp. 1-15 Ancona, Italy, March 1996. Pub. Southampton Oceanography Center.
- Bombace G., Fabi G., Fiorentini L., Speranza S., 1994. Analysis of the efficacy of artificial reefs located in five different areas of the Adriatic sea. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 559-580.
- Boorman L.A., Ranwell D.S., 1977. Ecology of Maplin Sands and the coastal zones of Suffolk, Essex and North Kent. Institute of Terrestrial Ecology, Natural Environment Research Council, Colney, Norwich.
- Bortone S.A., Martin T., Bundrick C.M., 1994. Factors affecting fish assemblage development on a modular artificial reef in a northern Gulf of Mexico estuary. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 319-332.
- Bortone S.A., Van Orman, D., 1985. Factors controlling optimal biological productivity on artificial reefs. *Bulletin of Marine Science*, 37: 396-402.
- Borum J., Duarte C.M., Krause-Jensen D., Greve TM (eds.), 2004. *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*. EU project Monitoring and Management of European Seagrass Beds (Publ). 88 pp. ISBN: 87-89143-21-3. Available at: <http://www.seagrasses.org>.
- Bos A.R., van Katwijk M.M., 2007. Planting density, hydrodynamic exposure and mussel beds affecting survival of transplanted intertidal eelgrass. *Marine Ecology Progress Series*, 336: 121-129.
- Boström C., Baden S.P., Krause-Jensen D., 2003. The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In: Green P., Short F.T (Eds.), *The World Atlas of Seagrasses*. University of California Press, Berkeley: 27-37.
- Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L., 2006. Preservation et conservation des herbiers a *Posidonia oceanica*. RAMOGE Pub., France: 202 pp.
- Boudouresque C.F., Gravez V., Meinesz A., Molenaar H., Pergent G., Vitiello P., 1994. L'herbier a *Posidonia oceanica* en Mediterranee: protection legale et gestion. In: Pour qui la mediterrannee au 21eme Siecle - Villes des rivages et environnement littoral en Mediterranee. Actes du colloque scientifique Okeanos, Maison de l'Environnement de Montpellier publ. Fr.
- Bouma T.J., de Vries M.B., Low E., Kusters L., Herman P.M.J., Tanczos I.C., Temmerman S., Hesselink A., Meire P., van Regenmortel S., 2005. Flow hydrodynamics on a mudflat and in salt marsh vegetation: identifying general

- relationships for habitat characterisations. *Hydrobiologia*, 540: 259-274.
- Bratrich C., 2004. Planung Bewertung und Entscheidungsprozesse im Fliessgewässer Management. Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte. Dissertation ETHZ Nr. 15440, Zürich, CH.
- Brock R. E., Norris J. E., 1989. An analysis of the efficacy of four artificial reef designs in tropical waters. *Bulletin of Marine Science*, 44:934-941.
- Budillon F., Ferraro L., Hopkins T.S., Iorio M., Lubritto C., Sprovieri M., Bellonia A., Marzaioli F., Tonielli R., 2008. Effects of intense anthropogenic settlement of coastal areas on seabed and sedimentary systems: a case study from the Augusta Bay (Southern Italy), *Rendiconti online Società Geologica Italiana*, 3: 142-143.
- 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.
- Caley M.J., Carr M.H., Hixon M.A., Hughes T.P., Jones G.P., Menge B.A. 1996. Recruitment and the local dynamics of open marine populations. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 477-500.
- Caley M.J., John J.St., 1996. Refuge availability structure assemblages of tropical reef fishes. *Journal of Animal Ecology*, 65(4): 414-428.
- Calumpong 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.
- Cambridge M.L., Bastyan G.R., Walker D.I., 2002. Recovery of *Posidonia* meadows in Oyster Harbour, southwestern Australia. *Bulletin of Marine Science*, 71: 1279-1289.
- Cambridge M.L., Chiffings A.W., Britten C., Moore L., McComb A.J., 1986. Loss of seagrass in Cockburn Sound. II. Possible causes and consequences. *Aquatic Botany*, 24: 269-285.
- Cambridge M.L., McComb A.J., 1984. The loss of seagrass in Cockburn Sound. I. The time course and magnitude of seagrass decline in relation to industrial development. *Aquatic Botany*, 20: 229-243.
- Camenisch A., Droux R., Hoeck T., Hügli A., Rast D., 2001. Wer rettet die Belpau? Zur Wahrnehmung und Akzeptanz eines Hochwasserschutz- und Revitalisierungsprojektes, vol. 24. Schriftenreihe Studentische Arbeiten, IKAÖ, Bern.
- Campos J.A., Gamboa C., 1989. An artificial tile-reef in a tropical marine system: a management tool. *Bulletin of Marine Science*, 44(2): 757-766.
- Cantone G., Pilato G., 1981. Effects of pollution on the Polychaetous populations in the roadstead of Augusta (Sicily). *Journal Etud Pollutions CIESM*, 5.
- Carr M. H., Hixon, M. A., 1995. Predation effects on early post-settlement survivorship of coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 124: 31-42.
- Carr M.H., Hixon M.A., 1997. Artificial reefs: the importance of comparisons with natural reefs. *Fisheries: spec. issue on artificial reef management*, 22: 28-33.
- Cater C., Cater E., 2001. Marine environments. In: Weaver, D.B. (Ed.), *The Encyclopedia of Ecotourism*. CAB International, Wallingford, UK, 265-282.
- Catra M., Mollica E., 1993. Valutazione di impatto ambientale sull'ambiente idrico del complesso I.S.A.B. S.p.A. di Gasificazione/Cogenerazione. Rapporto interno I.S.A.B., 31 pp.
- Chandler R., Sanders R.M., Landry A.M. Jr, 1985. Effects of three substrate variables on two artificial reef fish communities. *Bulletin of Marine Science*, 37: 129-142.
- Charbonnel E., Serre C., Ruitton S., Harmelin J. G., Jensen A., 2002. Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *Ices Journal of Marine Science*, 59: 208-213.
- Chin G.D., Simmons R., 1994. Evaluating artificial reefs at Parteau Cove Provincial Park. *Bulletin of Marine Science* 55, 1332.
- Chisholm W., 2011. The Stability of Shallow Coastal Sediments with and without Seagrasses. PhD Thesis, Murdoch University.
- Choi CG, Takeuchi Y, Terawaki T., 2002. Ecology of seaweed beds on two types of artificial reef. *J Appl Phycol* 14:343-349.
- Christensen P.B., Sortkjær O., McGlathery K., 1995. Transplantation of Eelgrass. National Environmental Research Institute, Silkeborg, 15 pp.
- Clarke S.C., Leung A.W.Y., Mak Y.M., Kennish R., Haggan N., 2002. Consultation with local fishers on the Hong Kong artificial reefs initiative. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 171-177.
- Cognetti G., Cognetti G., 1992. *Inquinamenti e Protezione del mare*. Ed. Calderoni, 150 pp.
- Colleparidi M., 2008. Concrete durability in a marine environment. In: *Proceedings of Canmet/Aci International*

- Conference on Advances in Concrete Technology in the Middle East, Dubai (U.E.A.), 19-20 November 2008: Electronic Version.
- Colleparidi M., Guella S.M., Valente M., 1975. Studio degli attacchi chimici del calcestruzzo con particolare riferimento all'azione dell'acqua di mare. Giornate AICAP, Sanremo - Ottobre 1975.
- Collins K. J., Jensen A. C., 1999. Artificial reefs. In *Oceanography: An Illustrated Guide*, pp. 259–272. Ed. By C. P. Summerhayes, and S. A. Thorpe. J. Wiley & Sons, New York.
- Collins K.J., Jensen A.C., Lockwood A.P.M., 1991. Artificial reef project - Poole Bay programme. *Progress in Underwater Science*, 16: 75-84.
- Collins K.J., Jensen A.J., Lockwood A.P.M., 1990. Fishery enhancement reef building exercise. *Chemistry and Ecology*, 4: 179-187.
- Collins K.J., Jensen A.J., Lockwood A.P.M., Lockwood S.J., 1994. Coastal structures, waste materials and fishery enhancement. *Bulletin of Marine Science*, 55: 1253-1264.
- Cormaci M., Furnari G., Giaccone G., Colonna P., Mannino A.M., 1985a. Metodo sinecologico per la valutazione degli apporti inquinanti nella Rada di Augusta (Siracusa). *Bollettino dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali*, 18(326): 829-850.
- Cormaci M., Furnari G., Scammacca B., 1985b. Osservazioni sulle fitocenosi bentoniche del golfo di Augusta (Siracusa). *Bollettino dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali*, 18(326): 851-872.
- Cummings S.L., 1994. Colonisation of a nearshore artificialreef at Boca Raton (Palm Beach County), Florida. *Bulletin of Marine Science*, 55: 1193-1215.
- Cunha A.H., Marbá N., van Katwijk M.M., Pickerell C., Henriques M., Bernard G., Ferreira M.A., Garcia S., Garmendia J.M., Manent P., 2012. Changing Paradigms in Seagrass Restoration. *Restoration Ecology*. 20, 427–430.
- Cunha A.H., Santos R.P., Gaspar A.P., Bairros M.F., 2005. Seagrass landscape-scale changes in response to disturbance created by the dynamics of barrier-islands: a case study from Ria Formosa (Southern Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 64: 636-644.
- Curiel D., Rismondo A., Solazzi A., Marzocchi M., Scattolin M., 1994. Valutazione dello stato di qualità dei popolamenti a fanerogame marine in laguna di Venezia e sperimentazione di reimpianto a *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Zostera noltii*. *Biologia Marittima Mediterranea*, 1: 407-408.
- Curiel D., Scarton F., Rismondo A., Marzocchi M., 2005. Pilot transplanting project of *Cymodocea nodosa* and *Zostera marina* in the lagoon of Venice: results and perspectives. *Bollettino del Museo civico di Storia Naturale di Venezia*, 56: 25-40.
- D'Anna G., Badalamenti F., Riggio S., 2000. Barriere artificiali in North-West Sicily: comparisons and conclusions. In Jensen A. C., Collins K. J., Lockwood A. P. M. (Eds.), *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers, London: 97-112.
- Dahan M., Benayahu Y., 1997a. Reproduction of *Dendronephthya hemprichi* (Cnidaria: Octocorallia): year-round spawning in an azooxanthellate soft coral. *Marine Biology*, 129: 573-579.
- Dahan M., Benayahu Y., 1997b. Clonal propagation by the azooxanthellate octocoral *Dendronephthya hemprichi*. *Coral Reefs*, 16: 5-12.
- DALSE 2003, Long-term Shellsand Dredging, Owen Anchorage, Environmental Management Programme, Prepared for Cockburn Cement Ltd by DAL Science & Engineering Pty Ltd, Report no. 032/11, Perth, Western Australia, August 2003.
- Daniel T.C., 2001. Aesthetic preference and ecological sustainability. In: Sheppard, S.R.J., Harshaw, H.W. (Eds.), *Forests and Landscapes: Linking Ecology, Sustainability and Aesthetics*. CABI Publishing, New York: 15-29.
- Daniel T.C., 2001. Aesthetic preference and ecological sustainability. In: Sheppard, S.R.J., Harshaw, H.W. (Eds.), *Forests and Landscapes: Linking Ecology, Sustainability and Aesthetics*. CABI Publishing, New York: 15-29.
- Davis G.E., 1978. Management recommendations for juvenile spiny lobsters, *Panulims argus*, in Biscayne National Monument, Florida. South Florida Research Center Report M-530, Everglades National Park, 32pp.
- Davis G.E., 1985. Artificial structures to mitigate marina construction impacts on spiny lobsters, *Panulirus argus*. *Bulletin of Marine Science*, 37: 151-156.
- Davis R.C., Short F.T., Burdick D.M., 1998. Quantifying the effects of bioturbation by green crabs (*Carcinus maenas*) on eelgrass (*Zostera marina*) transplants using mesocosm experiments. *Restoration Ecology*, 6: 297-302.
- Davison D.M., Hughes, D.J. 1998. *Zostera* Biotopes (Volume 1). An Overview of Dynamics and Sensitivity Characteristics for Conservation Management of Marine SACs. Scottish Association for Marine Science (U.K. Marine SACs Project). Online. Available HTTP: <http://www.ukmarinesac.org.uk/zostera.htm> (accessed 15 July

2006).

- De Domenico E., 1972. Sulle condizioni fisico-chimiche e sulla produzione primaria delle acque esterne alla rada di Augusta. *Atti della Società Peloritana di Scienze Fisiche, Matematiche e Naturali*, 18: 177.
- De Silva M. W. R. N., 1988. Artificial reefs: a practical means to enhance living marine resources. In T. E. Chua and D. Pauly (eds.). *Coastal area management in Southeast Asia: policies, management strategies and case studies*. ICLARM Conference Proceedings 19, 254 p. Ministry of Science, Technology and the Environment, Kuala Lumpur; Johore State Economic Planning Unit, Johore Bahru, Malaysia; and International Centre for Living Aquatic Resources Management, Philippines, 1723-180.
- Dean, L., 1983. Undersea oases made by man: artificial reefs create new fishing grounds. *Oceans*, 26: 27-29.
- Delgado C.L., Wada N., Rosegrant M.W., Meijer S., Ahmed M., 2003. *Fish to 2020: supply and demand in changing global markets*. International Food Policy Research Institute, Washington and the WorldFish Center, Penang, Malaysia: 226.
- DeMartini E.E., Barnett A.M., Johnson T.D., Ambrose R.F., 1994. Growth and production estimates for biomass dominant fishes on a southern California artificial reef. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 484-500.
- DeMartini E.E., Roberts D.A., Anderson T.W., 1989. Contrasting patterns of fish density and abundance at an artificial rock reef and a cobble-bottom kelp forest. *Bulletin of Marine Science*, 44: 881-892.
- Dempster T., 2004. Biology of fish associated with moored fish aggregation devices (FADs): implications for the development of a FAD fishery in New South Wales, Australia. *Fisheries Research*, 68: 189-201.
- Den Hartog C., 1971. The dynamic aspect in the ecology of sea-grass communities. *Thalassia jugoslavica*, 7: 101-112.
- Den Hartog C., 1987. 'Wasting disease' and other dynamic phenomena in *Zostera* beds. *Aquatic Botany*, 27: 3-14.
- Derrenbacker J.A., Lewis R.R., 1982. Seagrass habitat restoration in Lake Surprise, Florida Keys. In: Stoval R.H. (Ed.), *Proceedings Ninth Annual Conference on Wetlands Restoration and Creation*, May 20-21, Hillsborough Community College, Tampa FL.: 132-154.
- Deuderó S., Merella P., Morales-Nin B., Massuti E., Alemany F., 1999. Fish communities associated with FADs. *Scientia Marina*, 63: 199-207.
- Di Geronimo I., 1983. Influence de la pollution sur le peuplements à mollusques de la baie d'Augusta (Sicile). *Journal Etud Pollutions CIESM*, 6: 715.
- Di Geronimo I., 1985. Le effets de la pollution sur les peuplements benthiques de substrates rocheux du port d'Augusta (Sicile orientale). Programme a long-terme de surveillance continue et de recherche en mediterranee (Med Pol Phase II). Reunion sur les effets de la pollution sur les ecosistememes marines. Blanes (Espagne), 01/10/1985. Food and Agriculture organization of the united nations. Pre-Impression N°5. 02/09/1985, 19 pp.
- Di Leonardo R., Bellanca A., Angelone M., Leonardi M., Neri R., 2008. Impact of human activities on the central Mediterranean offshore: evidence from Hg distribution in box-core sediments from the Ionian Sea. *Applied Geochemistry*, 23: 3756-3766.
- Di Leonardo R., Bellanca A., Capotondi L., Cundy A.B., Neri R., 2007. Possible impacts of Hg and PAH contamination on benthic foraminiferal assemblages: an example from the Sicilian coast, central Mediterranean. *The Science of Total Environments*, 388: 168-183.
- Di Maida G., Tomasello A., Sciandra M., Pirrotta M., Milazzo M., Calvo S., 2013. Effect of different substrata on rhizome growth, leaf biometry and shoot density of *Posidonia oceanica*. *Marine Environmental Research*, 87-88: 96-102.
- Diaz-Almela E., Duarte C.M., 2008 - Management of Natura 2000 habitats. 1120 *Posidonia* beds (*Posidonion oceanicae*). European Commission.
- Dinsdale E.A., Fenton D.M., 2006. Assessing coral reef condition: eliciting community meanings. *Society & Natural Resources*, 19: 239-258.
- Dobbie F.M., 2013. Public aesthetic preferences to inform sustainable wetland management in Victoria, Australia. *Landscape and Urban Planning*, 120:178-189.
- Doherty P.J., Fowler A.J., 1994. An empirical test of recruitment limitation in a coral reef fish. *Science*, 263: 935-939.
- Duarte C.M., 1991. Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology Progress Series*, 77: 289-300.
- Duarte C.M., Fourqurean J.W., Krause-Jensen D., Olesen B., 2006. Dynamics of seagrass stability and change. In: Larkum A.W.D., Orth R.J., Duarte C.M. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht: 271-294.
- Duarte C.M., Sand-Jensen K., 1990. Seagrass colonization: patch formation and patch growth in *Cymodocea nodosa*. *Marine Ecology Progress Series*, 65: 193-200.

- Dudley T., Anderson N.H., 1982. A survey of invertebrates associated with wood debris in aquatic habitats. *Melandria*, 39: 1-21.
- Duke NC, Wolanski E., 2001. Muddy coastal waters and depleted mangrove coastlines—depleted seagrass and coral reefs. In: Wolanski E, editor. Oceanographic processes of coral reefs. Physical and biological links in the Great Barrier Reef. New York: CRC Press., pp. 77-92.
- Düzbastılar F.O., Lök A., Metin C., 2006. Recent developments on artificial reef applications in Turkey: hydraulic experiments. *Bulletin of Marine Science*, 78(1): 195-202.
- Eggleston D.B., Lipcius R.N., Miller D.L., 1992. Artificial shelters and survival of juvenile Caribbean spiny lobster *Panulirus argus*: spatial, habitat and lobster size effects. *Fisheries Bulletin*, 90(4): 691-702.
- Eggleston D.B., Lipcius R.N., Miller D.L., Cobà-Centina, L., 1990. Shelter scaling regulates survival of juvenile Caribbean spiny lobster, *Panulirus argus*. *Marine Ecology Progress Series*, 62: 70-88.
- Ehlers A., Worm B., Reutsch B.H., 2008. Importance of genetic diversity in eelgrass *Zostera marina* for its resilience to global warming. *Marine Ecology Progress Series*, 355: 1-7.
- Einbinder S., Perelberg A., Ben-Shaprut O., Foucart M.H., Shashar N., 2006. Effects of artificial reefs on fish grazing in their vicinity: Evidence from algae presentation experiments. *Marine Environmental Research*, 61: 110-119.
- Eklund A. 1996. The effects of post-settlement predation and resource limitation on reef fish assemblages. Dissertation. University of Miami, Miami, Florida, USA
- Eleuterius L.N., 1987. Seagrass: A neglected coastal resource. In: Lynch, M.P., McDonald, K.L.(Eds.), Proceedings of the Tenth National Conference. Estuarine and Coastal Management: Tools of the Trade, October 1986, vol. 2. New Orleans, LA. pp. 719-724.
- Fabi G., 1996. Molluscan aquaculture on reefs. Paper presented at the European Artificial Reef Research Network (EARRN) Conference, 26-30 March 1996, Ancona, Italy.
- Fabi G., Camilletti E., Cicconi E., Luccarini F., Lucchetti A., Pnafilì M., Solustri C., 1998. Ruolo trofico della barriera artificiale di Cesano-Senigallia nei confronti di alcune specie ittiche. *Biologia Marina Mediterranea*, 5(3): 1812-1721.
- Fabi G., Fiorentini L., 1994. Comparison between an artificial reef and a control site in the Adriatic Sea: analysis of four years of monitoring. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 538-558.
- Fabi G., Fiorentini L., Giannini S., 1989. Experimental shellfish culture on an artificial reef in the adriatic sea. *Bulletin of Marine Science*, 44(2): 923-933.
- Fabi G., Spagnolo A., Bellan-Santini D., Charbonnel E., Çiçek B.A., Goutayer García J. J., Jensen A.C., Kallianiotis A. dos Santos M.N., 2011. Overview on artificial reefs in Europe. *Brazilian journal of oceanography*, 59: 155-166.
- FAO, 1973. Species identification sheets for fishery purposes (Mediterranean and Black Sea). Fischer W. (Ed.), Rome.
- Fitzhardinge R.C., Bailey-Brock J.H., 1989. Colonization of artificial reef materials by corals and other sessile organisms. *Bulletin of Marine Science*, 44: 567-579.
- Flatt R.J., Roussel N., Cheeseman C.R., 2012. Concrete: an eco material that needs to be improved. *Journal of the European Ceramic Society*, 32: 2787-2798.
- Floeter S.R., Krohling W., Gasparini J.L., Ferreira C.E.L., Zalmon I.R., 2007. Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes*, 78: 147-160.
- Fong, T.C.W., 1999. Habitat preservation or transplantation: which is better for Hong Kong seagrass conservation? *Porcupine! (Hong Kong University)* 20, 12-14.
- Fonseca M. S., W. J. Kenworthy, F. X. Courtney, and M. O. Hall. 1994. Seagrass planting in the southeastern United States: methods in accelerating habitat development. *Restoration Ecology* 2:198-212.
- Fonseca M.S., 2006. Wrap-up of seagrass restoration. In: Treat S.F., Lewis III R.R. (Eds.), *Seagrass Restoration: Success, Failure, and the Costs of Both*. Selected Papers presented at a workshop, Mote Marine Laboratory, Sarasota, Florida, March 11-12, 2003. Lewis Environmental Services, Valrico, Florida: 169-175.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Courtney F.X., 1996. Development of planted seagrass beds in Tampa Bay, Florida, USA. I. Plant components. *Marine Ecology Progress Series*, 132: 127-139.
- 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 Analyses Series No. 12. NOAA, Washington, DC., 222 pp.
- Fonseca M.S., Robbins B.D., Whitfield P.E., Wood I., Clinton P., 2002. Evaluating the effect of offshore sandbars on seagrass recovery and restoration in Tampa Bay through ecological forecasting and hindcasting of exposure to

- waves. Tampa Bay Estuary Program, St. Petersburg, Florida.
- 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.
- Fortes M.D., 1988. Mangrove and seagrass beds of East Asia: habitats under stress. *Ambio* 17, 207-213.
- Fortes M.D., 1990. Seagrasses: A Resource Unknown in the ASEAN Region. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila.
- Fortes M.D., Sour K., Xiaoping H., Kuriandewa T.E., Tien N.V., Vibol O., Montañó N.E., Almonte T., Satumanatpan, S., 2006. The UNEP/GEF seagrass demonstration sites in South China Sea: milestones in seagrass research and coastal resource management in Southeast Asia. In: The East Asian Seas Congress, 12-16 December 2006, Haikou City, Hainan Province, PR China. Partnerships in Environmental Management for the Seas of East Asia - EAS Congress Secretariat, PO Box 2502 Quezon City, 1165, Philippines
- Foster K.L., Steimle F.W., Muir W.C., Krapp R.K., Conlin B.E., 1994. Mitigation potential of habitat replacement: concrete artificial reef in Delaware Bay, preliminary results. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 783-795.
- Frederiksen M., Krause J.D., Holmer M., Laursen J.S., 2004a. Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: influence of physical setting. *Aquatic Botany*, 78: 147-165.
- Frederiksen M., Krause-Jensen D., Holmer M., Laursen J.S., 2004b. Long-term changes in area distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters. *Aquatic Botany*, 78: 167-181.
- Galluzzo G., 1983-1984. Bryozoans population in the Gulf of Augusta: winter aspects. *Nova Thalassa*, 6: 563-568.
- 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. http://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.
- García-Charton J.A., Pérez-Ruzafa A., 2001. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138: 917-934.
- García-Raso J. E., 1990. Study of crustacea decapoda taxocoenosis of *Posidonia oceanica* bed from southeast of Spain. P.S.Z.N.I: *Marine Ecology*, 11(4): 309-326.
- Genot I., Caye G., Meinesz A., Orlandini M., 1994. Role of chlorophyll and carbohydrate contents in survival of *Posidonia oceanica* cuttings transplanted to different depths. *Marine Biology*, 119: 23-29.
- Genovese S., 1981. L'eutrofizzazione nelle acque costiere con particolare riguardo alla Rada di Augusta; Institute of Hydrobiology and Fishery, University of Messina: Messina, Italy.
- Genovese S., De Domenico E., 1975. Sulle condizioni microbiologiche delle acque esterne alla Rada di Augusta. *Atti della Società Peloritana di Scienze Fisiche, Matematiche e Naturali*, 21: 123.
- Giacobbe S., Leonardi M., Rinelli P., 1992. Variazioni stagionali dei popolamenti bentonici di substato mobile nella Rada di Augusta (Siracusa). *Oebalia*, 12: 351-354.
- Giensen W.B.J.T., van Katwijk M.M., den Hartog C., 1990. Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquatic Botany*, 37: 71-85.
- Glasby T.M., Connell S.D., 2001. Orientation and position of substrata have large effects on epibiotic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 214: 127-135.
- Glaser R.E., 1983. Levene's Robust test of homogeneity of variances. *Encyclopedia of Statistical Sciences* 4. Wiley, NY, 608-610.
- Glemařec M., LeFaou Y. Cuq F. 1997. Long-term changes of seagrass beds in the Glenan Archipelago (South Brittany). *Oceanologica Acta*, 20: 217-227.
- Gobert S., Cambridge M.L., Velimirov B., Pergent G., Lepoint G., Bouquegneau J.M., Dauby P., Pergent-Martini C., Walker D.I., 2006. Biology of *Posidonia*. In: Larkum A.W.D., Orth R.J., Duarte C.M. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht: 387-408.
- Gobster P., Nassauer J., Daniel T.C., Fry G., 2007. The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology? *Landscape Ecology*, 22:959-972.
- Gobster P.H., 1994. The Urban Savanna. Reuniting ecological preference and function. *Restoration e Management Notes*, 12: 64-71.
- Gonzalez-Correa J.M., Bayle J.T., Sanchez-Lizasa J.L., Valle C., Sanchez-Jerez P., Ruiz J.M., 2005. Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *Journal of Marine Biology and Ecology*, 320: 65-76.
- Gordon D.M., 1996. Status of seagrass restoration: Review of international literature. Report to Cockburn Cement Ltd.

Le Provost Dames & Moore, Perth, Western Australia.

- Grace R.A., 2001. The factors and processes that influence artificial reef longevity. *MTS Journal*, 35 (2): 3-13.
- Gratwicke B., Speight M.R., 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology*, 66: 650-667
- Gray J.S., 1997. Marine biodiversity pattern, threats and conservation needs. *Biodiversity and Conservation*, 6: 153-175.
- Green E.P., Short F.T., 2003. *World Atlas of Seagrasses*. Prepared by the UIMEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA.
- Grossman G. D., Jones G. P., and Seaman W. J., 1997. Do artificial reefs increase regional fish production? A review of existing data. *Fisheries*, 22: 17-23.
- Grove R.S., Nakamura M., Sonu C.J., 1991. Design and engineering of manufactured habitats for fisheries enhancement. In: Seaman, W., Sprague, L.M. (Eds.), *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. Academic Press Inc., San Diego, CA, pp. 109-152.
- Guillen J.E., Ramos A.A., Martinez L., Sanchez Lizaso J.L., 1994. Antitrawling reefs and the protection of *Posidonia oceanica* (L) meadows in the western Mediterranean Sea: Demand and aims. *Bulletin of Marine Science*, 55:645–650.
- Hackradt C.W., Félix-Hackradt F.C., García-Charton J.A., 2011. Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil. *Marine Environmental Research*, 72: 235-247
- Haddad K.D., 1989. Habitat trends and fisheries in Tampa and Sarasota Bays. In: *Tampa and Sarasota Bays: Issues, Resources, Status and Management*. NOAA, Washington, DC, NOAA Estuary-of the Month Seminar Series, No, 11: 113-128
- Hair C.A., Bell J.D., Kingsford M.J., 1994. Effects of position in the water column, vertical movement and shade on settlement of fish to artificial habitats. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 434-444.
- Hands D.E., Brown R.D., 2002. Enhancing visual preference of ecological rehabilitation sites. *Landscape and Urban Planning*, 58: 57-70.
- Harmelin J.G., Bellan-Santini D., 1996. Assessment of biomass and production of artificial reef communities. Paper presented at the European Artificial Reef Research Network (EARRN) Conference, 26-30 March 1996, Ancona, Italy.
- Hatcher A.M., 1998. Epibenthic colonisation patterns on slabs of stabilised coal-waste in Poole Bay, UK. *Hydrobiologia*, 367: 153-162.
- Hauru K., Koshinen S., Kotze D.J., Lehvävirta S., 2014. The effects of decaying logs on the aesthetic experience and acceptability of urban forests – Implications for forest management. *Landscape and Urban Planning*, 123: 114-123.
- Hawkins J., Roberts C., Vant Hof T., De Meyer K., Tratalos J., Aldam C., 1999. Effects of scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology*, 12: 888-897.
- Heck K. L., Orth R. J., 1980. Seagrass habitats: The role of habitat complexity, competition, and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages, in *Estuarine Perspectives*, V.S. Kennedy, ed., Academic Press, NY, 449-464.
- Heck K.L., Able K.W., Roman C.T., Fahay M.P., 1995. Composition, abundance, biomass and production of macrofauna in a New England estuary: comparisons among eelgrass meadows and other nursery habitats. *Estuaries*, 18: 379-389.
- Higo N., Hashi H., Takahama I., Tabata S., Nagashima M., Sakono S., Kasmimizutaru T., Yamasaki T., 1980. On the fish gathering effect of the artificial reefs ascertained by the diving observation. VII. At the off sea of Maskurazak City. *Memoirs of the faculty of Fisheries, Kagoshima University*. 29: 51-63.
- Higo N., Nagashima M., 1978. On the fish gathering effect of the artificial reefs ascertained by diving observation. II. At the sea of the Satsuma Peninsula in Kagoshima Prefecture. *Memoirs of the faculty of Fisheries, Kagoshima University*, 27: 117-130.
- Higo N., Tabata S., 1979. On the fish gathering effect of the artificial reefs ascertained by diving observation. IV. At the off sea in the west of Biro Island in the Shibushi Bay. *Memoirs of the faculty of Fisheries, Kagoshima University*, 28: 107-117.
- Hily C., van Katwijk M.M., den Hartog C., 2003. The seagrasses of Western Europe. In: Green E.P., Short F.T. (Eds.), *World Atlas of Seagrasses*, UNEP. University of California Press, Berkeley: 48-58.
- Hixon M. A., Beets J. P., 1989. Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs. *Bulletin of Marine Science*, 44: 666-680.

- Hixon M.A., Brostoff W.N., 1985. Substrate characteristics, fish grazing and epibenthic reef assemblages off Hawaii. *Bulletin of Marine Science*, 37: 200-213.
- Hockly D.E., Van Der Sloot, H.A., 1991. Long-term processes in a stabilized coal-waste block exposed to seawater. *Environmental Science and Technology*, 25: 1408-1414.
- Holbrook S.J., Reed D.C., Bull J.S., 2002. Survival experiments with outplanted seedlings of surfgrass (*Phyllospadix torreyi*) to enhance establishment on artificial structures. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 350-355.
- Hopkins E., White M., Clarke A., 1998. Restoration of fish habitats: fisheries guidelines for marine areas. Rep FHG002, Department of Primary Industries, Queensland.
- Howard R.K., Edgar G.J., Hutchings P.A., 1989. Faunal assemblages and seagrass beds. In: Larkum, A.W.D., McComb, A.J., Shepherd, S.A. (Eds.), *Biology of Seagrasses: a Treatise on the Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australian Region*. Elsevier, Amsterdam, pp. 536-564.
- Hughes T.P., Bellwood D.R., Folke C., Steneck R.S., Wilson J., 2005. New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7): 380-386.
- Hunziker M., Kienast F., 1999. Potential impacts of changing agricultural activities on scenic beauty—a prototypical technique for automated rapid assessment. *Landscape Ecology*, 14: 161-176.
- Inglis G.J., Johnson V.I., Ponte F., 1999. Crowding norms in marine settings: a case study of snorkeling on the Great Barrier Reef. *Environmental Management*, 24: 369-381.
- Ingsrisawang V., Ban M., Kimura H., 1995. Comparative study on the sinking of artificial reefs by local scour between laboratory and field experiments. *Fisheries Engineering*, 32 (2): 95-103.
- Ingsrisawang V., Kimura H., Ban M., 1999. Experiment on local scour and embedment of artificial reef models due to wave action in shallow water area. *Thai Marine Fisheries Research Bulletin*, 7: 26-34.
- ISPRA, 2014. Conservazione e gestione della naturalità negli ecosistemi marino-costieri. Il trapianto delle praterie di *Posidonia oceanica*. MLG 106
- Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare (ICRAM), 2008. Progetto preliminare di bonifica dei fondali della rada di Augusta nel sito di interesse nazionale di Priolo-Elaborazione definitiva, BoI-Pr-SI-PR-Rada di Augusta-03.22, 182 pp.
- Jaubert J.M., Chisholm J.R.M., Ducrot D., Ripley H.T., Roy L., Passeron-Seitre G., (1999). No deleterious alterations in *Posidonia* beds at the Bay of Menton (France) eight years after *Caulerpa taxifolia* colonisation. *Journal of Phycology* 35: 1113-1119.
- Jensen A.C., Collins K.J., 1996. The use of artificial reefs in crustacean fisheries enhancement. Paper presented at the European Artificial Reef Research Network (EARRN) Conference, 26-30 March 1996, Ancona, Italy.
- Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M., 2000 *Artificial reefs in European seas*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p 508
- Jensen A.C., Collins K.L., 1995. The Poole Bay Artificial Reef Project 1989 to 1994. *Biologia Marina Mediterranea*, 2(1): 111-122.
- Jessee W.N., Carpenter A.L., Carter J.W., 1985. Distribution patterns and density estimates of fishes on a Southern California artificial reef with comparisons to natural kelp-reef habitats. *Bulletin of Marine Science*, 37: 214-226.
- Johnson D.L., Stein R.A., 1979. Response of fish to habitat structure in standing water. North Central Division, American Fisheries Society Special Publication, 6, Bethesda, MD.
- Jordan L.K.B., Gillian D.S., Spelier R.E., 2005. Reef fish assemblage structure affected by small-scale spacing and size variations of artificial patch reefs. *Journal of Experimental marine Biology and Ecology*, 326:170-186.
- Junker B., Baumeler M., Debrunner R., Nigg P., Poncini C., Zschokke M., 2003. Wie sieht die Bevölkerung aus Weinfeldern und Bürglen ihre Thur? *Natur+Mensch* 5: 4-7.
- Junker B., Buchecker M., 2006. Social science contributions to the participatory planning of water systems-results from Swiss case studies. In: Castelletti A., Soncini-Sessa R. (Eds.), *Topics on System Analysis and Integrated Water Resources Management*. Elsevier, Oxford: 243-255.
- Karjalainen E., 1996. Scenic preferences concerning clear-fell areas in Finland. *Landscape Research*, 21: 159-173.
- Kelly N.M., Fonseca M., Whitfield P., 2001. Predictive mapping for management and conservation of seagrass beds in North Carolina. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 437-451.
- Kendrick, G.A., Aylward, M.J., Hegge, B.J., Cambridge, M.L., Hillman, K., Wyllie, A., Lord, D.A., 2002. Changes in seagrass coverage in Cockburn Sound, Western Australia between 1967 and 1999. *Aquatic Botany*, 73: 75-87.
- Kennish R., Wilson K.D.P., Lo J., Clarke S.C., Laister S., 2002. Selecting sites for large-scale deployment of artificial reefs in Hong Kong: constraint mapping and prioritization techniques. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 164-

- Kheawwongjan A., Kim D.S., 2012. Present status and prospects of artificial reefs in Thailand. *Ocean & Coastal Management*, 57: 21-33.
- Kimura H., Ingsrisawang V., Ban M., 1994. A study on local of cylindrical artificial fish reefs. *Fisheries Engineering* 31 (1), 33-40.
- Kirkman H., 1989. Restoration and creation of seagrass meadows with special emphasis on Western Australia. Environmental Protection Authority, Perth, WA, 20 pp.
- Kirkman H., 1992. Large-scale restoration of seagrass meadows. In: Thayer G.W. (Ed.), *Restoring the Nation's Marine Environment*. Maryland Sea Grant College, College Park, Md., Publ. UM-SG-TS-92-06: 111-140.
- Kirkman H., 1997. Seagrasses of Australia, Australia: State of the Environment Technical Paper Series (Estuaries and the Sea). Department of the Environment, Canberra.
- Kirkman H., 1998. Pilot experiments on planting seedlings and small seagrass propagules in Western Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 37: 460-467.
- Kitting C.L., Wyllie-Echeverria S., 1992. Seagrasses of San Francisco Bay: Status, management and conservation needs. In: *Yosemite Centennial Symposium Proceedings*, National Park Service N.P.S. D-374, Denver Service Center, Denver, CO, pp. 388-395.
- Klima E.F., Wickham D.A., 1971. Attraction of coastal pelagic fishes with artificial structures. *Transactions of American Fisheries Society*, 100: 86-99.
- Koch E.W., 2001. Beyond light: Physical, geological and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24: 1-17.
- Kress N., Tom M., Spanier E., 2002. The use of coal fly ash in concrete for marine artificial reefs in the southeastern Mediterranean: compressive strength, sessile biota, and chemical composition. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 231-237.
- Krohling W., Brotto D.S., Zalmon I.R., 2006. Functional role of fouling community on an artificial reef at the Northern coast of Rio de Janeiro state. Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54: 183-191.
- Kruk-Dowgiallo L., 1991. Long-term changes in the structure of underwater meadows of the Puck Lagoon. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 21: 77-84.
- Kuffner I.B., 2001. Effects of ultraviolet (UV) radiation on larval settlement of the reef coral *Pocillopora damicornis*. *Marine Ecology Progress Series*, 217: 251-261.
- Kurz R.C., 1995. Predator-prey interactions between gray triggerfish (*Balistes caprisiscus Gmelin*) and a guild of sand dollars around artificial reefs in the northeastern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 56: 150-160.
- Lam K.K.Y., 2003. Coral recruitment onto an experimental pulverised fuel ash-concrete artificial reef. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 642-653.
- Lara E.N., Gonzalez E.A., 1998. The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. *Journal of Fish Biology*, 53: 209-221.
- Larkum A.W.D., Den Hartog C., 1989. Evolution and biogeography of seagrasses. In: Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. (Eds.), *Biology of Seagrasses. A Treatise on the Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australian Region*. Elsevier, Amsterdam: 112-156.
- Laufle C.F., Pauley G.B., 1985. Fish colonisation and materials comparisons on a Puget Sound artificial reef. *Bulletin of Marine Science*, 37: 227-234.
- Lee J.W., Kang Y.S., 1994. Variations of fish community and fish density on artificial reefs. *Bulletin of the Korean Fisheries Society*, 27(51): 535-548.
- Lee K.S., Park J.I., 2008. An effective transplanting technique using shells for restoration of *Zostera marina* habitats. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1015-1021.
- Lee K.S., Park S.R., Kim Y.K., 2007. Effects of irradiance, temperature and nutrients on growth dynamics of seagrasses. A review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350: 144-175.
- Lemmens, T.J., Clapin, G., Lavery, P.S., Cary, J., 1996. Filtering capacity of seagrass meadows and other habitats of Cockburn Sound, Western Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 143: 187-200.
- Lenzi M., Palmieri R., Porrello S., 2003. Restoration of the eutrophic Orbetello lagoon (Tyrrhenian Sea, Italy): water quality management. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1540-1548.
- Leoni V., Vela A., Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G., 2008. Effects of experimental reduction of light and nutrient enrichments (N and P) on seagrasses: a review. *Aquatic Conservation*, 18: 202-220.
- Lepoint G., Defawe O., Gobert S., Dauby P., Bouquegneau J.M., 2002a. Experimental evidence for N recycling in the

- leaves of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Sea Research*, 48: 173–179.
- Lepoint G., Millet S., Dauby P., Gobert S., Bouquegneau J.M., 2002b. An annual nitrogen budget of the seagrass *Posidonia oceanica* as determined by in situ uptake experiments. *Marine Ecology Progress Series*, 237: 87–96.
- Lepoint G., Vangeluwe D., Eisinger M., Paster M., Van Treeck P., Bouquegneau J.M., Gobert S., 2004. Nitrogen dynamics in *Posidonia oceanica* cuttings: Implications for transplantation experiments. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 465–470.
- Lerliche A., Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Denis J., 2004. A one-century suite of seagrass bed maps: can we trust ancient maps? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59: 353–362.
- Lewis III R.R., Marshall M.J., Bloom S.A., Hodgson A.B., Flynn L.L., 2006. Evaluation of the success of seagrass mitigation at Port Manatee, Tampa Bay, Florida. In: Treat S.F., Lewis III R.R. (Eds.), *Seagrass Restoration: Success, Failure, and the Costs of Both*. Selected Papers presented at a workshop, Mote Marine Laboratory, Sarasota, Florida, March 11-12, 2003. Lewis Environmental Services, Valrico, Florida: 19-40
- Lewis R. R., 1987. The restoration and creation of seagrass meadows in the southeastern United States. In: (M.J. Durako, R.C. Phillips, and R.R. Lewis, eds) *Proceedings of the symposia on subtropical-tropical seagrasses of the southeastern United States*, Marine Research Publication 42. Florida Department of Natural Resources, St. Petersburg, Florida
- Lindberg W.J., 1997. Can science resolve the attraction- production issue? *Fisheries*, 22: 10-13.
- Lindberg W.J., Loftin J.L., 1998. Effects of habitat and fishing mortality on the movements, growth and relative weights of juvenile-to-adult gag (*Mycteroperca microlepis*). Final Project Report, MARFIN Grant Number NA57FF0288. University of Florida, Gainesville, FL, 47 pp.
- Lipkin Y., Beer S., Zakai D., 2003. The seagrasses of the eastern Mediterranean and the Red Sea. In: Green E.P., Short F.T. (Eds.), *World Atlas of Seagrasses*, UNEP. University of California Press, Berkeley: 65-73.
- Livingston R.J., 1987. Historic trends of human impacts on seagrass meadows in Florida. *Fla. Mar.Res. Publ.* 42, 139-152.
- Lord D.A., 2005. Seagrass rehabilitation an overview. *Oceanica Consulting Pty Ltd*, pp. 23. http://www.epa.wa.gov.au/docs/capeperon/SER_CapePeron_App8.pdf.
- Lord D.A., Paling E.I., Gordon D.M., 1999. Review of Australian rehabilitation and restoration programs. In: Butler A.J., Jernakoff P. (Eds.), *Seagrass in Australia. Strategic Review and Development of an R & D Plan*. CSIRO Publishing, Collingwood, Victoria: 65-115.
- Lotze H.K., 2005. Radical changes in the Wadden Sea fauna and flora over the last 2000 years. *Helgoland Marine Research*: 59, 71-83.
- Lovison G., Sciandra M., Tomasello A., Calvo S., 2011. Modeling *Posidonia oceanica* growth data: from linear to generalized linear mixed models. *Environmetrics*, 22: 370-382
- Lutzky S., 1997. Reproductive strategies of two soft coral species: *Scleronephthya corymbosa* and *Nephthea* sp. MSc Thesis, Tel Aviv University, Israel (Hebrew; English summary).
- MacArthur R.H., Levins R., 1967. The limiting similarity, convergence and divergence of coexisting species. *American Naturalist*, 101: 377-385.
- Marbà N., Duarte C.M., 1998. Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Marine Ecology Progress Series*, 174: 269–280.
- Marbà N., Duarte C.M., Cebrià J., Gallegos M. E., Olesen B., Sand-Jansen K., 1996. Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. *Marine Ecology Progress Series*, 137: 203-213.
- Marbà N., Hemminga M.A., Mateo M.A., Duarte C.M., Mass Y.E., Terrados J., Gacia E., 2002. Carbon and nitrogen translocation between seagrass ramets. *Marine Ecology Progress Series*, 226: 287–300.
- Martins I., Neto J.M., Fontes M.G., Marques J.C., Pardal M.A., 2005. Seasonal variation in short term survival of *Zostera noltii* transplants in a declining meadow in Portugal. *Aquatic Botany*, 82: 132-142.
- Matthews K.A., 1985. Species similarity and movement of fishes on natural and artificial reefs in Monterey Bay, California. *Bulletin of Marine Science*, 37: 252-270.
- Maughan B.C., 2001. The effects of sedimentation and light on recruitment and development of a temperate, subtidal, epifaunal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 256: 59-71.
- McGehee A., 1994. Correspondence between assemblages of coral reef fishes and gradients of water motion depth, and substrate size off Puerto Rico. *Marine Ecology Progress Series*, 105: 243-255.
- McGurrin J., Atlantic States Marine Fisheries Commission, 1989. An assessment of Atlantic artificial reef development.

- Fisheries, 14(41): 19-24.
- McGurrin J.M., Stone R.B., Sousa R.J., 1989. Profiling United States artificial reef development. *Bulletin of Marine Science*, 44: 1004-1013.
- Mckay J.K., Christian C.E., Harrison S., Rice K.J., 2005. "How local is local?" – A review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. *Restoration Ecology*, 13: 432–440.
- McNeese P.L., Kruer C.R., Kenworthy W.J., Schwarzschild A.C., Wells P., Hobbs J., 2006. Topographic restoration of boat grounding damage at the Lignumvitae Submerged Land Management Area. In: Treat S.F., Lewis III R.R. (Eds.), *Seagrass Restoration: Success, Failure, and the Costs of Both*. Selected Papers presented at a workshop, Mote Marine Laboratory, Sarasota, Florida, March 11–12, 2003. Lewis Environmental Services, Valrico, Florida: 131-146.
- Meinesz A., Caye G., Locques F., Macaux S., 1990. Analyse bibliographique sur la culture des phanerogames marines. *Posidonia Newsletter*, 3: 1-67.
- Meinesz A., Molenaar H., Bellone E., Loquès F., 1992. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. I. Effects of rhizome length and transplantation season in orthotropic shoots. *Marine Ecology*, 13(2): 163-174.
- Meinesz A., Molenaar H., Caye G., 1993. Transplantations de phanerogames marines en mediterranee. *Bolletino di oceanologia teorica ed applicata*, 11: 183-190.
- Miclat R., Miclat E., 1989. Artificial reefs: a fisheries management tool for Lingayen Gulf, p. 109-117. In G. Silvestre, E. Miclat and T.-E. Chua (eds.) *Towards sustainable development of the coastal resources of Lingayen Gulf, Philippines*. ICLARM Conference Proceedings 17, 200 p. Philippine Council for Aquatic and Marine Research and Development, Los Bafilos, Laguna, and International Center for Living Aquatic Resources Management, Makati, Metro Manila, Philippines.
- Migliaccio M., De Martino F., Silvestre F., Procaccini G., 2005. Meadow-scale genetic structure in *Posidonia oceanica* L.(Delile). *Marine Ecology Progress Series*, 304: 55-65.
- Milazzo M., Badalamenti F., Riggio S., Chemello R., 2004. Patterns of algal recovery and small-scale effects of canopy removal as a result of human trampling on a Mediterranean rocky shallow community. *Biological Conservation*, 117: 191–202.
- Milchakova N.A., 2003. The seagrasses of the Black, Azov, Caspian and Aral Seas. In: Green E.P., Short F.T. (Eds.), *World Atlas of Seagrasses*, UNEP. University of California Press, Berkeley: 59-64.
- Milchakova N.A., Phillips R.C., 2003. Black Sea seagrasses. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 695-699.
- Ministero dell’Ambiente – Servizio Difesa del Mare. 2002. Mappatura delle praterie di *Posidonia oceanica* lungo le coste della Sicilia e delle isole circostanti. Technical Reports, Italy.
- Moberg F., Folke C., 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, 29:215-33.
- Moberg F., Rönnbäck P., 2003. Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. *Ocean e Coastal Management*, 46:27-46.
- Moffit R.B., Parrish F.A., Polovina J.J., 1989. Community structure, biomass and productivity of deepwater artificial reefs in Hawaii. *Bulletin of Marine Science*, 44(2): 616-630.
- Molenaar H., Meinesz A., 1992. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. II. Effects of depth changes on transplanted orthotropic shoots. *Marine ecology*, 13(2): 175–185.
- 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.
- Molenaar H., Meinesz A., Caye G., 1993. Vegetative reproduction in *P. oceanica*. Survival and development in different morphological types of transplanted cuttings. *Botanica marina*, 36(6): 481-488.
- Molinier R., Picard J., 1952. Recherches sur les herbiers de Phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Ann I Oceanogr Paris*, 27(3): 157–234.
- Molinier R., Picard J., 1958. Notes biologiques à propos d’un voyage d’étude sur les cotes de la Sicile. *Annales Institut Océanographique de Monaco*, 28: 163.
- Molles M.C. Jr, 1978. Fish species diversity in model and natural reef patches: environmental insular biogeography. *Ecological Monographs*, 48: 289-305.
- Monteiro C.C., Santos M.N., 2000. Portuguese artificial reefs. In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (Eds.), *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers, London: 249-261.
- Moring J.R., Negus M.T., McCullough R.D., Herke S.W., 1989. Large constructions of submerged pulpwood logs as fish attraction structures in a reservoir. *Bulletin of Marine Science*, 44(2): 609-615.
- Mundy C., Babcock R., 1998. Role of light intensity and spectral quality in coral settlement: implications for depth-

- dependant settlement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 223: 235-255.
- Mundy C., Babcock R., 2000. Are vertical distribution patterns of scleractinian corals maintained by preor post-settlement processes? A case study of three contrasting species. *Marine Ecology Progress Series*, 198: 109-119.
- Murdoch W.W., Oaten A., 1975. Predation and population stability. *Advances in Ecological Research*, 9: 1-132.
- Nakamura M., 1985. Evolution of artificial fishing reef concept in Japan. *Bulletin of Marine Science*, 37(1): 271-278.
- Nakamura, Y., 2005. Development of restoration technology of tidal flats and eelgrass fields by using mesocosm experimental facilities. In: *Yokohama International Workshop for Revival of the Tokyo Bay Ecosystem*, Yokohama, Japan. pp. 91-97.
- Nassauer J.I., 1993. Ecological function and the perception of suburban residential landscapes. In: *Gobster P.H. (Ed.), Managing Urban and High-Use Recreation Settings*. United States Department of Agriculture. General Technical Report NC-163: 55-72.
- Nassauer J.I., 2004. Monitoring the success of metropolitan wetland restorations: cultural sustainability and ecological function. *Wetlands*, 24: 756-765.
- Needham M.D., Szuster B.W., Bell C.M., 2011. Encounter norms, social carrying capacity indicators, and standards of quality at a marine protected area. *Ocean e Coastal Management*, 54: 633-641.
- Nemeth R.S., 1998. The effect of natural variation in substrate architecture on the survival of juvenile bicolor damselfish. *Environmental Biology of Fishes*, 53: 129-141.
- Nicotra M., 2007. Ambiente marino della Rada di Augusta. *Inquinamento*, 93: 46-52.
- Nicotra M., Brundo M.V., Carpinteri G., Sciacca S., 2007. Metalli pesanti e malformazioni nei pesci. *Inquinamento*, 92: 56-60.
- Ode A. K., Fry G. L., 2002. Visual aspects in urban woodland management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1: 15-24.
- Ody D., Harmelin J. G., 1994. Influence de l'architecture et de la localisation de récifs artificiels sur leurs peuplements de poissons en Méditerranée. *Cybiurn*, 18(1): 14.
- Ogawa Y., 1973. Various biological questions regarding Artificial Reefs. *Ocean Age*, 3: 21-30.
- Ogawa Y., Takemura Y., 1966a. Experiments on the attractiveness of artificial reefs for marine fishes. I. Preliminary observations on small models in the laboratory. *Bulletin of Tokai Regional Fisheries Research Laboratory*. 45: 107-113.
- Ogawa Y., Takemura Y., 1966b. Experiments on the attractiveness of artificial reefs for marine fishes. III. Observations on stone bream in the outdoor tank. *Bulletin of Tokai Regional Fisheries Research Laboratory* 46: 127-135.
- Ogden J.C., Gladfelter E.H., 1983. Coral reefs, seagrass beds and mangroves: their interactions in the coastal zones of the Caribbean. *UNESCO Reports on Marine Science*; 23: 133.
- Ohman M.C., Rajasuriya A., 1998. Relationships between habitat structure and fish communities on coral and sandstone reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 53: 19-31.
- Okubo H., Kakimoto H., 1991. Changes in communities composition around artificial reefs. In *Recent Advances in Aquatic Habitat Technology*, pp. 161-168. Ed. by M. Nakamura, R. Grove, and C. Sonu. Southern California Edison Co, Rosemead. 345 pp.
- Olsen J.L., Stam W.T., Coyer J.A., Reusch T.B.H., Bilingham M., Boström C., Calvert E., Christie H., Granger S., La Lumière R., Milchakov N., Outdot-Le Secq M., Procaccini G., Sanjab B., Serrão E., Veldsink J., Widdicombe S., Wyllie-Escheverria S., 2004. North Atlantic phylogeography and large-scale population differentiation of the seagrass *Zostera marina* (L.). *Molecular Ecology*, 13: 1923-1941.
- Orth R., Heck K., van Montfrans J., 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries*, 7: 339-350.
- Orth R.J., Moore K.A., 1981. Submerged aquatic vegetation of the Chesapeake Bay; past, present, and future. *Trans. N. American Wildlife and Natural Resource Conference*, 46: 271-283.
- Ostenfeld C.H., 1908. On the ecology and distribution of the grass-wrack (*Zostera marina*) in Danish waters. *Republic Danish Biological Station*, 16: 1-62.
- Paling E. I., Fonseca M.S., van Katwijk M.M., van Keulen M., 2009. Seagrass restoration. In: *Perillo G., Wolanski E., Cahoon D., Brinson M. (Eds.), Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*, Elsevier, Amsterdam.
- Paling E.I., van Keulen M., 2002. Seagrass restoration in Australia. In: *Seddon S., Murray-Jones S. (Eds.), Proceedings of the Seagrass Restoration Workshop for Gulf St. Vincent, 15-May 16, 2001*. South Australian Department for Environment and Heritage and SARDI Aquatic Sciences, Adelaide: 100-108.
- Paling E.I., van Keulen M., Wheeler K.D., Phillips J., Dyhrberg R., Lord D.A., 2001a. Improving mechanical seagrass

- transplantation. *Ecological Engineering*, 18: 107-113.
- Paling E.I., van Keulen M., Wheeler K.D., Phillips J., Dyhrberg R., 2001b. Mechanical seagrass transplantation on Success Bank, Western Australia. *Ecological Engineering*, 16: 331-339.
- Palmer-Zwahlen M.L., Asetline D.A., 1994. Successional development of the turf community on a quarry rock artificial reef. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 902-923.
- Park J.I., Lee K.S., 2007. Site-specific success of three transplanting methods and the effect of planting time on the establishment of *Zostera marina* transplants. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 1238-1248.
- Park J.I., Lee K.S., 2010. Development of transplantation method for the restoration of surfgrass, *Phyllospadix japonicus*, in an exposed rocky shore using an artificial underwater structure. *Ecological Engineering*, 36: 450-456.
- Parsons R., 1995. Conflict between ecological sustainability and environmental aesthetics: conundrum, canard or curiosity. *Landscape and Urban Planning*, 32: 227-244.
- Pergent G., Bazairi H., Bianchi C.N., Boudouresque C.F., Buia M.C., 2012. Mediterranean seagrass meadows: resilience and contribution to climate change mitigation. A short summary. IUCN, Málaga, Spain, 40 pp.
- Pergent-Martini C., Pasqualini V., Pergent G., Ferrat L., 2002. Effect of a newly set up wastewater- treatment plant on a marine phanerogam seagrass bed - A medium-term monitoring program. *Bulletin of Marine Science*, 71: 1227-1236.
- Perkol-Finkel S., Benayah Y., 2007. Differential recruitment of benthic communities on neighbouring artificial and natural reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 240: 25-39.
- Perkol-Finkel S., Benayahu Y., 2004. Community structure of stony and soft corals on vertical unplanned artificial reefs in Eilat (Red Sea): comparison to natural reefs. *Coral Reefs*, 23: 195-205.
- Philippart C.J.M., 1994. Interactions between *Arenicola marina* and *Zostera noltii* on a tidal flat in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 111: 251-257.
- 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., 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.
- Pickering H., 1996. Artificial reefs of bulkwaste materials: a scientific and legal review of the suitability of using the cement stabilised by-products of coal-fired power stations. *Marine Policy*, 20(6): 483-497.
- Pickering H., Whitmarsh D., 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design and its significance for policy. *Fisheries. Research*, 31: 39-59.
- Pierce C.L., 1988. Predator avoidance, microhabitat shift, and risk sensitive foraging in larval dragonflies. *Oecologia*, 77: 81-90.
- Pirrotta M., Tomasello A., Scannavino A., Di Maida G., Luzzu F., Bellissimo G., Bellavia C., Costantini C., Orestano C., Sclafani G., Calvo S., in Press Transplantation assessment of degraded *Posidonia oceanica* habitats: site selection and long-term monitoring. *Mediterranean Marine Science*.
- Plus M., Deslous-Paoli J.M., Dagault F., 2003. Seagrass (*Zostera marina* L.) bed recolonisation after anoxia-induced full mortality. *Aquatic Botany*, 77: 121-134.
- Polak O., Shashar N., 2012. Can a small artificial reef reduce diving pressure from a natural coral reef? Lessons learned from Eilat. Red Sea. *Ocean & Coastal Management*, 55: 94-100.
- Polovina J.J., 1990. Assessment of biological impacts of artificial reefs and FADS. In: Pietersz V.L.C. (Ed.), Symposium on artificial reefs and Fish Aggregating Devices as Tools for the Management and Enhancement of Marine Fishery Resources, 14-17 May 1990, Colombo, Sri Lanka. Regional Office for Asia and the Pacific, United Nations Food and Agriculture Organisation, Bangkok: 258-263.
- Polovina J.J., 1994. Function of Artificial Reefs. *Bulletin Marine of Science*, 55(2-3): 1349.
- Polovina J.J., 1991. Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats. In: Seaman W Jr, Sprage LM (eds) *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, New York, p 153-176.
- Polymenakou P.N., Tselepides A., Stephanou E.G., Bertilsson S., 2006. Carbon speciation and composition of natural microbial communities in polluted and pristine sediments of the Eastern Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 1396-1405.
- Pratt J., 1994. Artificial habitats and ecosystem restoration: managing for the future. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 268-275.
- Procaccini G., Buia M.C., Gambi M.C., Perez M., Pergent G., Pergent-Martini C., Romero J., 2003. The seagrasses of the western Mediterranean. In: Green E.P., Short F.T. (Eds.), *World Atlas of Seagrasses*, UNEP. University of California Press, Berkeley: 48-58.

- Procaccini, G., Piazzini, L., 2001. Genetic polymorphism and transplantation success in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Restoration Ecology*, 9: 332–338.
- Pulich Jr., W.M., White, W.A., 1991. Decline of submerged vegetation in the Galveston Bay system: chronology and relationships to physical processes. *J. Coast. Res.* 7, 1125-1138.
- Purcell A.T., Lamb R.J., 1998. Preference and naturalness: an ecological approach. *Landscape and Urban Planning*, 42: 57-66.
- Ragonese S., Calvo S., 1989. Artificial reefs on *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile bed: A perspective. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (Eds.), *The Second International Workshop on Posidonia Beds*, Ischia, Italy: 301-305.
- Ralph P.J., Tomasko D., Moore K., Seddon S., Macinnis-Ng C.M.O., 2006. Human impacts on seagrasses: eutrophication, sedimentation and contamination. In: Larkum A.W.D., Orth R.J., Duarte C.M. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht: 567-593.
- Ramos-Esplà A.A., Bayle Sempere J.T., Guillen J.E., Sanchez-Jerez P., 2000. Artificial anti-trawling reefs off Alicante, South-Eastern Iberian Peninsula: evolution of reef block and set designs. In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (Eds.), *Artificial Reefs in European Seas*, Kluwer Academic Publishers, Cornwall: 195-218.
- Ranasinghe R., Turner I.L., 2006. Shoreline response to submerged structures: a review. *Coastal Engineering*, 53 pp. 65-79.
- Randall J.E., 1963. An analysis of the fish populations of artificial and natural reefs in the Virgin Islands. *Caribbean Journal of Science*, 3: 31-47.
- Ranwel D.S., Wyer D.W., Boorman L.A., Pizzey J.M. and Wakers, R.J. (1974), “*Zostera* transplants in Norfolk and Suffolk, Great Britain”, *Acquaculture*, 4, 185-198.
- Regione Siciliana - SOGESID S.p.A., 2007. Piano di Tutela delle Acque della Sicilia. Tratto di costa n. 21 - Da Capo S. Croce a Capo S. Panagia (R19AC021), 21 pp.
- Reise K. 1994. Changing life under the tides of the Wadden Sea during the twentieth century. *Ophelia Suppl.*6, 117-125.
- Relini G., 2000. The Loano artificial reef. In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (Eds.), *Artificial Reefs in European Seas*, Kluwer Academic Publishers, London: 129-149.
- Relini G., Relini M., Palandri G., Merello S., Beccornia E., 2007. History, ecology and trends for artificial reefs of the Ligurian sea, Italy. *Hydrobiologia*, 580: 193-217.
- Relini G., Zamboni N., Tixi N., Torchia G., 1994. Patterns of sessile macrobenthos community development on an artificial reef in the gulf of Genoa (Northwestern Mediterranean). *Bulletin of Marine Science*, 55: 745-771.
- Riggio S., Badalamenti F., D’Anna G., 2000. Artificial Reefs in Sicily: An Overview. In *Artificial Reefs in European Seas*, Jensen A.C., Collins K.J. and Lockwood A.P.M. (eds.) 2:65-73. Kluwer Academic Publishers.
- Rilov G., Benayahu Y., 1998. Vertical artificial structures as an alternative habitat for coral reef fishes in disturbed environments. *Marine Environmental Research*, 45: 431-451.
- Risk M.J., 1972. Fish diversity on a coral reef in the Virgin Islands. *Atoll Research Bulletin*, 153: 1-6.
- 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 Ecologia*, 16: 683-685.
- Robertson D.R., Sheldon J.M., 1979. Competitive interactions and the availability of sleeping sites for a diurnal coral reef fish. *Journal Experimental Marine Biology Ecology*, 40: 285-298.
- Robilliard G. A., Porter P. W., 1976. Transplantation of eelgrass *Zostera marina* in San Diego Bay. NUC TN 1701. Undersea Sciences Department, Naval Undersea Center, San Diego, California.
- Rönnbäck P., 1999. The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove ecosystems. *Ecological Economics*;29:235–52.
- Rosley M.S.F., Lamit H., Rahman S.R.A., 2013. Perceiving the Aesthetic Value of the Rural Landscape through Valid Indicators. *Science Direct*, 85: 318-331.
- Rounsefell G.A., 1972. Ecological effects of offshore construction. *Journal of Marine Science*, 2: 1-208.
- Ruggiero M.V., Procaccini G., 2004. The rDNA ITS region in the Lessepsian marine angiosperm *Halophila stipulacea* (Forssk.) Aschers. (Hydrocharitaceae): intragenomic variability and putative pseudogenetic sequences. *Journal of Molecular Evolution*, 58: 115-121.
- Ruiz J.M., Romero O.J., 2001. Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series*, 215: 107–120.
- Russ G., 1984. Distribution and abundance of herbivorous grazing fishes in the central Great Barrier Reef II. Patterns of

- zonation of mid-shelf and outershelf reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 20: 35-44.
- Russ G.R., Alcalá A.C., 1996. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, 132: 1-9.
- Sale P.F., Douglas W., 1984. Temporal variability in the community structure of fish on coral patch reefs and the relation of community structure to reef structure. *Ecology*, 65: 409-422.
- Sampaolo A., Relini G., 1994. Coal ash for artificial habitats in Italy. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 1277-1294.
- Sánchez-Jerez B.M., Gillanders S., Rodríguez-Ruiz S., Ramos-Esplà A.A., 2002. Effect of an artificial reef in *Posidonia* meadows on fish assemblage and diet of *Diplodus annularis*. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S59–S68.
- Sánchez-Jerez P., Barbera-Cebrian C., Ramos-Esplà A., 1999. Comparison of the epifauna spatial distribution in *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* and unvegetated bottoms: importance of the meadow edges. *Acta Oecologica*.
- Santo M.N., Monteiro C.C., 2007. A fourteen-year overview of the fish assemblages and yield of the two oldest Algarve artificial reefs (southern Portugal). *Hydrobiologia*, 580: 225-231.
- Sargent F.J., Leary T.J., Crews D.W., Kruer C.R., 1995. Scarring of Florida's seagrasses: Assessment and management options. Florida Department of Environmental Protection, St. Petersburg, FL. FMRI Technical Report TR-1. 46pp.
- Saukkonen T., 2011. The nature management policy guidelines of the City of Helsinki 2011 Helsingin kaupungin luonnonhoidon linjat. The City of Helsinki, Finland: The Public Works Department, the Street and Park Division (in Finnish, with English summary)
- Scarratt D.J., 1973. Lobster populations on a man-made rocky reef. *ICES CM 1973/K*, 47.
- Schiewer U., Plinski M., Andrushaitis G., 1999. Discharge areas – a comparison between three regions in the southern Baltic. *Limnologia*, 29: 274-281.
- Schleyer M.H., Tomalin B.J., 2000. Damage on South African coral reefs and an assessment of their sustainable diving capacity using a fisheries approach. *Bulletin of Marine Science*, 67 (3): 1025-1042.
- Schlösser I.J., 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, 52: 395-414.
- Schmitt R.J., Holbrook S.J., Osenberg C.W., 1999. Quantifying the effects of multiple processes on local abundance: a cohort approach for open populations. *Ecology Letters*, 2: 294-303.
- Schuhmacher H., 1974. On the conditions accompanying the first settlement of corals on artificial reefs with special reference to the influence of grazing sea urchins (Eilat, Red Sea). In: Cameron A.M. (Ed.), *Proceedings of the 2nd International Coral Reef Symposium*, Brisbane, Australia, October 1974, 1: 257-267.
- Schulhof R., 1989. Public perceptions of native vegetation. *Restoration & Management Notes*, 7: 69-72.
- Sciaccia S., Fallico R., 1978. Presenza e concentrazione di inquinanti di origine industriale nei fanghi della Rada di Augusta. *Inquinamento*, 20(6): 1.
- Seaman W. Jr, 1996. Does the level of design influence success of an artificial reef?. In: *Proceedings of First Conference of the European Artificial Reef Research Network*. Southampton Oceanography Centre, Ancona: 359-376.
- Seaman W. Jr, Buckley R.M., Polovina J.J., 1989. Advances in knowledge and priorities for research, technology and management related to artificial aquatic habitat. *Bulletin of Marine Science*, 44(2): 527-532.
- Seaman W. Jr, Jensen A., 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation. In: Seaman W. Jr (Ed.), *Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats*. CRC Press, Boca Raton, Florida: 1-19.
- Seaman W. Jr., 2000. *Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats*. Academic press, New York, USA. 179 – 270.
- Seaman W., Sprague L. M., 1991. *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, San Diego 285p.
- Seddon S., 2004. Going with the flow: facilitating seagrass rehabilitation. *Ecological Management & Restoration*, 5: 167-176.
- Seddon S., Connolly R.M., Edyvane K.S., 2000. Large-scale seagrass dieback in northern Spencer Gulf, South Australia. *Aquatic Botany*, 66: 297-310.
- Sheehy D.J., 1986. New approaches in artificial reef design and applications. - In *Artificial reef: Marine and Freshwater Applications*. Frank M. D'Itri (ed.), Lewis Publisher. Chelsea, Michigan, pp. 253-263.
- Sheng Y.P., 2000. Physical characteristics and engineering at reef sites. In: Seaman Jr., W. (Ed.), *Artificial Reef Evaluation with Application to Natural Marine Habitats*. CRC Press LLC, pp. 51-94.
- Sherman R. L.; Gilliam D. S.; Spieler R. E., 2001. Site-dependent differences in artificial reef function: implications for

- coral restoration. *Bulletin of Marine Science*, 69: 1053-1056.
- Sherman R.L., Gilliam D.S., Spieler R.E., 2002. Artificial reef design: void space, complexity, and attractants. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S196-S200. 2002.
- Short F., Burdick D., 1996. Quantifying eelgrass habitat loss in relation to housing development and nitrogen loading in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 19: 730-739.
- Short F.T., Davis R.C., Kopp B.S., Short C.A., Burdick D.M., 2002. Site-selection model for optimal transplantation of eelgrass *Zostera marina* in the northeastern US. *Marine Ecology Progress Series*, 227: 253-267.
- Short F.T., Koch E., Creed J.C., Magalhaes K.M., Fernandez E. Gaeckle J.L., 2006. SeagrassNet monitoring across the Americas: Case studies of seagrass decline. *Marine Ecology*, 27: 277-289.
- Short F.T., Wyllie-Echeverria S., 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, 23: 17-27.
- Shulman M.J., 1984. Resource limitation and recruitment patterns in coral reef assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 74: 85-109.
- Siebert T., Branch G.M., 2007. Influences of biological interactions on community structure within seagrass beds and sandprawn-dominated sandflats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 340: 11-24.
- Siegel S., 1956. *Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences*. New York: McGraw-Hill.
- Sintes T., Marbà N., Duarte C.M., Kendrick, G., 2005. Non-linear processes in seagrass colonisation explained by simple clonal growth rules. *Oikos*, 108, 165-175.
- Smardon R.C., Felleman J.P., 1982. The quiet revolution in visual resource management-a view from the coast. *Coastal Zone Management Journal*, 9: 211-224.
- Smith G. B., Hensley D. A., Mathews H. H., 1979. Comparative efficacy of artificial and natural Gulf of Mexico reefs as fish attractants. *Fla. Marine Resources Publisher*. 35. 7 pp.
- Sosa-Cordero E., Arce A.M., Aguilar-Davila W., Ramirez-Gonzalez A., 1998. Artificial shelters for spiny lobster *Panulirus argus* (Latreille): an evaluation of occupancy in different benthic habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 229: 1-18.
- Southeast Florida Coral Reef Initiative, 2011. *Guidelines and Management Practices for Artificial Reef Siting, Use, Construction, and Anchoring in Southeast Florida*.
- Spanier E., 2000. Artificial Reefs off the Mediterranean Coast of Israel. In *Artificial Reefs in European Seas*, Jensen A.C., Collins K.J. and Lockwood A.P.M. (eds.) 2:1-19. Kluwer Academic Publishers
- Spanier E., 1991. Artificial reefs to insure protection of the adult Mediterranean slipper lobster, *Scyllurides lutus* (Latreille, 1803). In: Boudouresque, C.F., Avon, M. and Gravez, V. (Eds.), *Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée*. GIS Posidonie, France, pp. 179-185.
- Spanier E., 1996. Assessment of habitat selection behaviour in macroorganisms on artificial reefs. In *European Artificial Reef Research. Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*, pp. 323-336. Ed. by A. Jensen. Southampton Oceanography Centre, Ancona, Italy. March 1996.
- Spanier E., Tom M., Pisanty S., Almog-Shtayer G., 1990. Artificial reefs in the low productive marine environments of the southeastern Mediterranean. *Marine Ecology*, 11: 61-75.
- Spierer R.E., Gilliam D.S., Sherman R.L., 2001. Artificial substrate and coral reef restoration: what do we need to know to know what we need. *Bulletin of Marine Science*, 69: 1013-1030.
- Steinitz C., 1990. Toward a sustainable landscape with high visual preference and high ecological integrity: the Loop Road in Acadia National Park, USA. *Landscape and Urban Planning*, 19: 213-250.
- Stewart J.G., 1989. Maintenance of a balanced, shifting boundary between the seagrass *Phyllospadix* and algal turf. *Aquatic Botany*, 33: 223-241.
- Stone R.B. 1985. National Artificial Reef Plan. NOAA Technical Memorandum, NMFS OF-06 National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Washington, DC.
- Stone R.B., Pratt H.L., Parker R.O., Davis G.E., 1979. A comparison of fish populations on an artificial and a natural reef in the Florida Keys. *Marine Fisheries Review*, 41(9): 1-11.
- Stone R.B., Sprague L.M., McGurrin J.M., Seaman W. Jr, 1991. Artificial habitats of the world: synopsis and major trends. In: Seaman W. Jr, Sprague L.M (Eds.), *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. Academic Press, San Diego, California: 31-60.
- Storelli M.M., Storelli A., Giacomini-Stuffler R., Marcotrigiano G.O., 2005. Mercury speciation in the muscle of two commercially important fish, hake (*Merluccius merluccius*) and striped mullet (*Mullus barbatus*) from the Mediterranean sea: estimated weekly intake. *Food Chemistry*, 89: 295-300.

- Stowers J.F., Fehrmann E., Squires A., 2006. Seagrass scarring in Tampa Bay: impact analysis and management options. In: Treat S.F., Lewis III R.R. (Eds.), *Seagrass Restoration: Success, Failure, and the Costs of Both*. Selected Papers presented at a workshop, Mote Marine Laboratory, Sarasota, Florida, March 11-12, 2003. Lewis Environmental Services, Valrico, Florida: 69-78.
- Suprenant B., 1991. Designing concrete for exposure to seawater. *Concrete Construction Magazine*, 814-816.
- Taisei Corporation, 2006. Replanting eelgrasses by the Natural Reproduction Method. Taisei CSR Report 2006, Corporate Planning Office, Taisei Corporation, Tokyo, 32pp.
- Talbot, F., Wilkinson, C., 2001. *Coral Reefs, Mangroves and Seagrasses: A Sourcebook for Managers*. Australian Institute of Marine Science, Townsville.
- Terrados J., Marin A., Celdrán D., 2013. Use of *Posidonia oceanica* seedlings from beach-cast fruits for seagrass planting. *Botanica Marina*, 56(2): 185–195.
- Terrados J., Williams S.I., 1997. Leaf versus root nitrogen uptake by the surfgrass *Phyllospadix torreyi*. *Marine Ecology Progress Series*, 149: 267-277.
- Thierry J.M., 1988. Artificial reefs in Japan - a general outline. *Aquacultural Engineering*, 7: 321-348.
- Thom, R.M., Hallum, L., 1991. Long-term changes in the areal extent of tidal marshes, eelgrass meadows and kelp forests of Puget Sound. U.S. Environmental Protection Agency, Seattle, WA, EPA910/9-91-005. 55pp.
- Thorhaug, A., 1987. Philippines seagrass transplantation trials. Rep W/S5594, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Tian W.M., 1998. A subsidence mechanism of artificial reefs. In: *Proceedings of the Workshop on the Impacts of Destructive Fishing Practices on the Marine Environment*, Hong Kong 1997. APEC Marine Resources Conservation Working Group: 184-187.
- Townsend E.C., Fonseca M.S., 1998. Bioturbation as a potential mechanism influencing spatial heterogeneity of North Carolina seagrass beds. *Marine Ecology Progress Series*, 169: 123-132.
- Tratalos J.A., Austin T.J., 2001. Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation*, 102 (1): 67-75.
- Treat S.F., Lewis III R.R., 2006. *Seagrass restoration: success, failure, and the costs of both*. Selected Papers presented at a workshop, Mote Marine Laboratory, Sarasota, Florida, March 11-12, 2003. Lewis Environmental Services, Valrico, Florida.
- Tunstall S., Penning-Rowsell E.C., Tapsell S.M., Eden S.E., 2000. River restoration: public attitudes and expectations. *Journal of Chartered Institute of Water and Environmental Management*, 14: 363-370.
- Tupper M., Hunte W., 1998. Predictability of fish assemblages on artificial and natural reefs in Barbados. *Bulletin of Marine Science*, 62: 919-935.
- Turner S.J., 1995. Restoring seagrass systems in New Zealand. *Water and Atmosphere*, 3: 9-11.
- Turner S.J., Schwarz A.M., 2006. *Management and conservation of seagrass in New Zealand: An Introduction*, Science for Conservation 264. New Zealand Department of Conservation, Wellington, 90 pp.
- Turner T., 1985. Stability of rocky intertidal surfgrass beds; persistence, preemption, and recovery. *Ecology*, 66: 83-92.
- Uhrin A.V., Hall M.O., Merello M.F., Fonseca M.S., 2008. Survival and expansion of mechanically transplanted seagrass sods. *Restoration Ecology*, 17(3): 359-368.
- Ulaş Ali, Lök Altan, Ozan Düzbastilar F., Özgül Aytac and Metin cengiz, 2011. A new artificial reef design for octopus (*Octopus vulgaris Cuvier, 1797*) in the Aegean sea and preliminary results. *Brazilian journal of oceanography*, 59(special issue CARAH):21-25.
- Underwood A.J., 1997. *Experiments in Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Underwood A.J., Chapman M.C., 1998. Variation in algal assemblages on wave-exposed shores in New South Wales. *Marine e Freshwater Research*, 49: 241-254
- UNEP, 2004. *Seagrass in the South China Sea*. Rep UNEP/GEF/SCS Technical Publication No. 3-14, UNEP/GEF.
- UNEP, 2006. *Reversing environmental degradation trends in the South China Sea and Gulf of Thailand*. Report of the Seventh Meeting of the Regional Working Group for the Seagrass Subcomponent. Rep NEP/GEF/SCS/RWG-SG.7/3, -39, UNEP/GEF Bangkok, Thailand.
- United Nations Environment Programme/Mediterranea Action Plan, 2005. *Guidelines for the placement at sea of matter for purpose other than the mere disposal (construction of artificial reefs)*, 27pp.
- Van den Berg A.E., Vlek C.A.J., 1998. The influence of planned-change context on the evaluation of natural landscapes. *Landscape Urban Plan*. 43, 1-10.
- Van der Heide T., van Katwijk M.M., Geerling G.W., 2006. Een verkenning van de groeimogelijkheden van

- ondergedoken Groot zee gras (*Zostera marina*) in de Nederlandse Waddenzee. Radboud University. Nijmegen, The Netherlands.
- Van der Ryn, S., Cowan, S., 1996. Ecological Design. Island Press, Washington, DC.
- van Katwijk M. M., Bos A. R., deJonge V. N., Hanssen L. S. A. M., Hermus D. C. R., De Joung D. J., 2009. Guidelines for seagrass restoration: importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Marine Pollution Bulletin*, 58:179–188.
- van Katwijk M.M., Hermus D.C.R., de Jong D.J., Asmus R.M., de Jonge V.N., 2000. Habitat suitability of the Wadden Sea for restoration of *Zostera marina* beds. *Helgoland Marine Research*, 54: 117-128.
- van Katwijk M.M., Schmitz G.H.W., Gasseling A.M., van Avesaath P.H., 1999. The effects of salinity and nutrient load and their interaction on *Zostera marina* L. *Marine Ecology Progress Series*, 190: 155-165.
- van Katwijk M.M., Schmitz G.H.W., Hanssen L.S.A.M., Den Hartog C., 1998. Suitability of *Zostera marina* populations for transplantation to the Wadden Sea as determined by a mesocosm shading experiment. *Aquatic Botany*, 60: 283-305.
- van Katwijk M.M., Wijgengangs L.J.M., 2004. Effects of locally varying exposure, sediment type and low-tide water cover on *Zostera marina* recruitment from seed. *Aquatic Botany*, 80: 1-12.
- Van Keulen M., Paling E.I., Walker C.J., 2003. Effect of planting unit size and sediment stabilization on seagrass transplants in Western Australia. *Restoration Ecology*, 11: 50-55.
- van Treeck P., Schumacher H., 1998. Mass diving tourism—a new dimension calls for new management approaches. *Marine Pollution Bulletin*; 37(8–12): 499–504.
- Vollenweider R.A., Giovanardi F., Montanari G., Rinaldi A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetricsm*, 9: 329–357.
- Vose F.E., Nelson W.G., 1986. An assessment of the use of stabilized coal and oil ash for construction of artificial fishing reefs: comparison of fishes observed on small ash and concrete reefs. *Marine Pollution Bulletin*, 36 (12): 980-988.
- Walker B.K., Henderson B., Spieler R.E., 2002 Fish assemblages associated with artificial reefs of concrete aggregates or quarry stone offshore Miami Beach, Florida, USA. *Aquatic Living Resour*, 15: 95-105
- Walker D.I., McComb A.J., 1992. Seagrass degradation in Australian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 25: 191-195.
- Wallace J.B., Benke A.C., 1984. Qualification of wood habitat in subtropical coastal plain stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41: 1643-1652.
- Walters C., Korman J., 1999. Linking recruitment to trophic factors: revising the Beverton-Holt recruitment model from a life history and multispecies perspective. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9: 187-202.
- Walton, J. M. 1979. Puget Sound artificial reef study. State of Washington, Department of Fisheries, Technical Report 50, 130 pp.
- Ward R.D., 2006. The importance of identifying spatial population structure in restocking and stock enhancement programmes. *Fisheries Research*, 80: 9-18.
- Waycott M., Duarte C.M., Carruthers T.J.B., Orth R.J., Dennison W.C., Olyarnik S., Calladine A., Fourqurean J.W., Heck K.L.Jr., Hughes A.R., Kendrick G., Kenworthy W.J., Short F.T., Williams S.L., 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academies of Science, USA*, 106(3): 12377-12381.
- Wege G.T., Anderson, R.O., 1979. Influence of artificial structures on largemouth bass and bluegills in small ponds. In: Johnson D.L., Stein R.A. (Eds.), *Response of Fish to Habitat Structure in Standing Water*. North Central Div., American Fish Society Species Publications, 6: 59-69.
- Weil D., 1990. Life history of the alcyonacean *Litophyton arboretum* in the Gulf of Eilat: sexual and asexual reproduction. MSc Thesis, Tel-Aviv University, Israel (Hebrew; English summary).
- Western Australian Environmental Protection Authority, 2004. Benthic primary producer habitat protection for Western Australia's marine environment. Rep Guidance Statement 29, Environmental Protection Authority.
- Wiens J.A., 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47:501-515.
- Williams D.M.C.B., 1982. Patterns in the distribution of fish communities across the central Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 1: 35-43.
- Williams K.J.H., Cary J., 2002. Landscape preferences, ecological quality, and biodiversity protection. *Environmental and Behaviour*, 34: 257-274.

- Wilschut M., theuws P.A.W., Duchhart I., 2013. Phytoremediative urban design: Transforming a derelict and polluted harbour area into a green and productive neighbourhood. *Environmental Pollution*, 183:81-88.
- Wilson J.A., Osenberg C.W., St. Mary C.M., Watson C.A., Lindberg W.J., 2001. Artificial reefs, the attraction-production issue, and density dependence in marine ornamental fishes. *Aquarium Sciences and Conservation*, 3(11): 95-105.
- Wolanski E. Physics-biology links in the Great Barrier Reef. In:Wolanski E, editor. *Oceanographic processes of coral reefs. Physical and biological links in the Great Barrier Reef*. New York:CRC Press, 2001. p. 7–19.
- Wolff W.J. 2000. Causes of extirpations in the Wadden Sea, an estuarine area in the Netherlands. *Conservation Biology* 14, 876-885.
- Wu J, Hobbs R., 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology*, 17: 355-365.
- WWF Switzerland, 2004. Medienmitteilung Sept. 5, <http://www.wwf.ch/de/newsundserservice/news/medien/index.cfm>, last access Feb. 26, 2007.
- Yoshida T., Ito A., Mori S., 2001. The *Zostera marina* bed creation method by the sowing sheet. In: EMECS 2001 Executive Committee (Ed.), *The Fifth International Conference on the Environmental Management of Enclosed Coastal Seas*, November 19-22, 2001, Kobe.
- Zaugg M., 2005. Philosophiewandel im schweizerischen Wasserbau. Zur Vollzugspraxis des nachhaltigen Hochwasserschutzes. *Schriftenreihe Humangeographie*, vol. 20. Department of Geography, University of Zurich, Zurich.
- Zedler J.B., Leach M.K., 1998. Managing urban wetlands for multiple use: research, restoration, and recreation. *Urban Ecosystem*, 2: 189-204.
- Zimmerman R.C., Reguzzoni J.L., Alberte R.S., 1995. Eelgrass (*Zostera marina* L.) transplants in San Francisco Bay: role of light availability on metabolism growth and survival. *Aquatic Botany*, 51: 67-86.