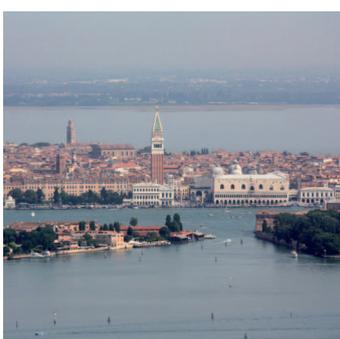


IL CONTROLLO AMBIENTALE DELLA COSTRUZIONE DEL MOSE

10 anni di monitoraggi
tra mare e laguna di Venezia
2004 - 2015



Editors

P. Campostrini, C. Dabalà, P. Del Negro, L. Tosi



Questo volume riassume i principali risultati dei "Monitoraggi degli effetti dei cantieri prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari" condotti a partire dal 2004 nell'ambito degli Studi B.6.72 B/1 - B/11 del Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia (già Magistrato alle Acque di Venezia), affidati al Consorzio Venezia Nuova e sviluppati da CORILA.

Alta sorveglianza

Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche Veneto
- Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia (già Magistrato alle
Acque)

Ufficio Salvaguardia di Venezia
*Giampietro Mayerle, Fabio Riva,
Valerio Volpe, Maria Adelaide Zito*

A cura di

CORILA
*Editors: Pierpaolo Campostrini, Caterina Dabalà,
Paola Del Negro, Luigi Tosi*

Con i contributi specialistici di

CORILA
Pierpaolo Campostrini, Caterina Dabalà, Chiara Dall'Angelo
Dipartimento di Biologia, sezione di Etologia, Università di Pisa
Natale Emilio Baldaccini

Dipartimento di Georisorse e Territorio, Politecnico di Torino
Alessandro Casasso, Antonio Di Molfetta, Rajandrea Sethi

Dipartimento di Ingegneria Civile, Edile ed Ambientale,
Università degli Studi di Padova (DICEA-UNIPD)
Giampaolo Di Silvio

Dipartimento di Ingegneria, Università degli Studi di Ferrara
*Renzo Cremonini, Patrizio Fausti, Maria Carmen Guerra,
Andrea Santoni, Giuliano Scalpelli Quiqueto,
Nicolò Zuccherini Martello*

Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica,
Università Ca' Foscari di Venezia (DAIS-UNIVE)
*Marco Anelli Monti, Francesco Cavarro, Francesca Coccon,
Piero Franzoi, Vyrion Georgalas, Elisa Morabito, Fabio Pranovi,
Simone Redolfi Bristol, Giovanni Sburlino, Patrizia Torricelli,
Matteo Zucchetto*

© Copyright CORILA
Consorzio per il Coordinamento delle Ricerche
inerenti al sistema Lagunare di Venezia

S. Marco 2847, Palazzo Franchetti
30124 Venezia

Tel. +39-041.2402511 - pec: corila@pec.it

direzione@corila.it

www.corila.it

This work is licensed under a
Creative Commons Attribution 4.0 International License.
<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Stampa Nuova Jolly, Padova 2017

Coordinamento generale

Consorzio Venezia Nuova
*Fabio Beraldin, Giovanni Cecconi, Claudia Cerasuolo,
Massimo Gambillara*

Istituto di Scienze dell'Atmosfera e del Clima,
Consiglio Nazionale delle Ricerche (ISAC-CNR)
Franco Belosi, Daniela Cesari, Daniele Contini

Istituto di Scienze Marine, Consiglio Nazionale delle Ricerche
(ISMAR-CNR)
*Giuliano Lorenzetti, Giorgia Manfè, Marco Sigovini,
Davide Tagliapietra, Luca Zaggia*

Istituto per la Dinamica dei Processi Ambientali,
Consiglio Nazionale delle Ricerche (IDPA-CNR)
Andrea Gambaro

Museo di Storia Naturale di Venezia
Luca Mizzan, Marco Uliana, Cecilia Vianello

SELC soc. coop.
*Isabelle Cavalli, Emiliano Checchin, Daniele Curiel,
Daniele Mion, Chiara Miotti, Andrea Rismondo, Francesco Scarton*

Università IUAV di Venezia
Marco Della Puppa, Marco Mazzarino

*Francesco Barbieri, Elena Elvini, Leonardo Ghirelli,
Lorenzo Zanella*

*Tutti i rapporti relativi ai monitoraggi dei cantieri del MOSE sono
a disposizione al sito web www.monitoraggio.corila.it.*

*La presente relazione scientifica è parte delle attività finanziate
dal Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti - Provveditorato
Interregionale per le Opere Pubbliche del Veneto - Trentino
Alto Adige - Friuli Venezia Giulia (PROVV.OO.PP.), già
Magistrato alle Acque di Venezia (MAG.ACQUE), tramite il
concessionario Consorzio Venezia Nuova (CVN).*

*Tutte le figure, salvo quelle di cui è indicata esplicitamente la
fonte, sono di proprietà di CORILA e degli autori.*

*Le affermazioni qui riportate sono di responsabilità degli autori
e non necessariamente sono condivise dal Provveditorato
o dal Concessionario.*



Le dinamiche distributive delle praterie a fanerogame marine delle bocche di porto

Temporal dynamics of distribution of marine seagrasses located near the lagoon inlets

Daniele Curiel, Chiara Miotti, Matteo Zucchetta, Andrea Rismondo

Introduzione

Le fanerogame marine svolgono, negli ambienti di transizione, un ruolo portante nel sostenere la catena trofica e nel mediare i processi fisici che controllano la morfologia lagunare. Per tali motivi sono ritenute, a livello internazionale, ottimi indicatori per rilevare situazioni di stress ambientale. La regressione o l'espansione delle praterie, dopo un'opportuna valutazione delle eventuali pressioni naturali o antropiche, può dare indicazioni sulle tendenze in atto nell'ambiente. Diversamente dalle macroalghe, infatti, le fanerogame hanno una stretta interazione sia con il comparto idrico, attraverso l'apparato epigeo (ciuffi fogliari), sia con i fondali, tramite la loro porzione ipogea, composta da radici e rizomi che, in alcune specie, possono penetrare nel sedimento anche per 20-30 cm. Le variazioni delle caratteristiche chimico-fisiche e idrodinamiche delle acque e dei sedimenti, se persistenti, possono modificare la struttura (copertura, densità e tipo di specie), l'estensione e la funzionalità delle praterie.

Considerato il loro ruolo ecologico e di sentinella, le fanerogame sono state incluse tra le specie marine e salmastre protette a livello nazionale e internazionale, come riportato nel "Protocollo sulle Aree Specialmente Protette e la Biodiversità in Mediterraneo" (ASPIM-Convenzione di Barcellona, 1995) e nella "Convenzione relativa alla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa" (Convenzione di Berna, 23/06/1979). Sono inoltre inserite tra le specie di maggiore attenzione nei Piani di Azione per la Conservazione della Vegetazione Marina in Mediterraneo (RAC/SPA-Regional Activity Centre for Specially Protected Areas). Anche la Direttiva Europea 2000/60 assegna a queste macrofite la massima importanza come elementi indicatori di livello integrato e riassuntivo delle condizioni ecologiche dell'intero corpo idrico.

In laguna di Venezia l'ecologia delle fanerogame marine, soprattutto la dinamica delle popolazioni e le produzioni, è ampiamente descritta (Sfriso *et al.*, 1988; Curiel *et al.*; 1996; 1997; 1999; Sfriso e Marcomini, 1997; 1998; Rismondo *et al.*, 1997; Sfriso e Ghetti, 1998; Tagliapietra *et al.*, 1999; Sfriso e Facca, 2007), anche in termini di distribuzione e colonizzazione dei fondali (Caniglia *et al.*, 1990; 1992; MAG.ACQUE-SELC, 2004; 2011). Le tre specie presenti, *Zostera marina*, *Cymodocea nodosa* e *Nanozostera noltii*, hanno una distribuzione parzialmente sovrapposta (Rismondo *et al.*, 2003; questo Piano di monitoraggio), ma sono caratterizzate da diverse esigenze ambientali: *N. noltii* rappresenta la specie più eurialina (Plus *et al.*, 2003; Borum *et al.*, 2004) mentre *C. nodosa*, pur sopportando variazioni di salinità, richiede condizioni più marine (Rismondo *et al.*, 1997) e *Z. marina* manifesta, invece, un comportamento in-

termedio (Thayler *et al.*, 1987). Le tre specie prediligono condizioni di medio-basso idrodinamismo (Koch, 2001; Fonseca e Kenworthy, 1987; Buia e Marzocchi, 1995). Per quanto riguarda la temperatura, *C. nodosa*, essendo una specie subtropicale, teme maggiormente le basse temperature (Guidetti *et al.*, 2002; Borum *et al.*, 2004) mentre *Z. marina*, specie relitta in Mediterraneo, può essere penalizzata da temperature troppo elevate (Coffaro e Bocci, 1997; Sfriso e Ghetti, 1998). *C. nodosa* predilige substrati più grossolani, dove predomina la frazione sabbiosa (Terrados e Ross, 1992), ma può essere ritrovata anche in fondali fangosi (Borum *et al.*, 2004). *N. noltii* colonizza di preferenza sedimenti fini (De Jonge e De Jong, 1992) mentre *Z. marina* presenta un comportamento intermedio (Murphey e Fonseca, 1995). Un fattore fortemente limitante è rappresentato dalla insufficiente disponibilità di luce e questo spiega come la distribuzione sia condizionata dalla profondità e dalla torbidità (Dennison, 1987; Drew, 1978; Duarte, 1991). *N. noltii* sopporta meglio delle altre specie periodi di emersione (Phillipart, 1995) mentre *C. nodosa* tollera difficilmente questa condizione (De Jonge e De Jong, 1992).

Le praterie a fanerogame marine per il ruolo ecologico e morfologico che svolgono in laguna e per la loro importanza riconosciuta dai protocolli internazionali sulla conservazione, sono state scelte per monitorare gli effetti dei cantieri per la realizzazione del MOSE alle bocche di porto.

Il principale obiettivo del monitoraggio delle fanerogame marine consiste nel valutare se si verificano scostamenti significativi dalle condizioni di riferimento rilevate in fase *ante operam* (2003/04), indotti dalle attività di cantiere o delle opere del MOSE.

Tale obiettivo è stato raggiunto (i) attraverso la mappatura della vegetazione radicata acquatica sommersa presso le tre bocche di porto di Lido, Malamocco e Chioggia e (ii) il monitoraggio stagionale delle caratteristiche fenologiche e di crescita delle praterie a fanerogame, su una rete di 18 stazioni di misura equamente distribuite fra le tre bocche. Per l'identificazione e la valutazione degli effetti delle lavorazioni e della loro significatività, considerando l'ampiezza delle bocche di porto, si è tenuto conto, in maniera differenziale, dei differenti impatti subiti dalle diverse aree delle bocche durante la realizzazione delle opere. In particolare, sono state distinte tre aree:

- le aree coincidenti con le “opere” del MOSE, che hanno subito perdite permanenti alle praterie;
- le aree dei “cantieri”, corrispondenti agli spazi acquei occupati dalle strutture temporanee, quelle per l'accesso e la movimentazione dei vari mezzi;
- le rimanenti aree, coincidenti con la maggioranza dei fondali con fanerogame marine e più o meno distanti dai cantieri, che costituiscono l'oggetto del monitoraggio.

Inoltre, con il raggiungimento del decimo anno di monitoraggio, sono stati sviluppati modelli di distribuzione dell'habitat per le tre specie di fanerogame marine presenti in laguna di Venezia (*Z. marina*, *N. noltii* e *C. nodosa*), al fine di spiegare il ruolo svolto dalla variazione delle condizioni ambientali nelle dinamiche di colonizzazione delle praterie in bocca di porto. A tale scopo sono stati integrati dati provenienti da diverse fonti (informazioni pregresse da altri studi condotti in laguna di Venezia e rilievi e simulazioni effettuati nell'ambito del monitoraggio dei cantieri). La comprensione delle eventuali relazioni esistenti tra determinate condizioni ambientali e la distribuzione delle specie oggetto di studio ha permesso di individuare aree dove le condizioni ambientali non sono ottimali per le fanerogame, evidenziando le variabili che maggiormente possono limitarne l'eventuale presenza. Inoltre, l'applicazione dei modelli può rilevare anche aree, al di fuori delle attuali praterie, e che sono ad alta vocazionalità, nelle quali può avvenire un'espansione delle praterie o che possono essere considerate valide candidate per il ricevimento di un eventuale trapianto di fanerogame.

Materiali e metodi

Campagne stagionali presso le 18 stazioni

Le attività di campo hanno previsto l'esecuzione di campagne stagionali, su una rete di 18 stazioni ubicate su praterie a fanerogame delle bocche di porto di Lido (6 stazioni), Malamocco (6 stazioni) e Chioggia (6 stazioni) (figura 1).

Lo stato delle praterie è stato valutato utilizzando indicatori strutturali e funzionali sufficientemente sensibili e stabili nel tempo, per permettere di cogliere le possibili variazioni in atto (Gambi e Dappiano, 2003; Oliva *et al.*, 2012; Fabbri *et al.*, 2015; García-Marín *et al.*, 2013): il grado di copertura e la densità della prateria (n. ciuffi/m²), le dimensioni dei ciuffi, la quantificazione dei ciuffi germinativi o degli eventi gamici, la quantificazione dei fenomeni di necrosi fogliare e la determinazione degli organismi epifiti, algali e animali. Alcune rilevazioni sono state effettuate direttamente in campo mentre in laboratorio sono state eseguite le misure sui ciuffi fogliari raccolti, incluse le determinazioni degli organismi epifiti presenti sulle foglie. Le determinazioni tassonomiche degli epifiti hanno riguardato le macroalghe e lo zoobenthos, suddivisi nei principali gruppi sistematici. Sono state prese in esame, a livello di genere, anche le diatomee bentoniche, poiché in alcuni periodi dell'anno possono costituire una parte considerevole dell'epifitismo totale. Le informazioni della fase *ante operam* (2003/04) sono state considerate il "bianco" di riferimento ed hanno permesso di ottenere gli intervalli di fluttuazione dei diversi descrittori nell'arco dell'anno. La "soglia di attenzione" è stata definita pari a una riduzione del 10-20% dei principali parametri rispetto ai valori dello stato *ante operam*. Gli scostamenti sono stati valutati in un quadro globale considerando tutti i descrittori e tenendo conto delle forzanti e delle pressioni.

Per disporre di un trend storico, le stazioni campionate nella fase *ante operam* sono state riconfermate, nella maggior parte dei casi, dopo aver verificato, in campo, il mantenimento dei requisiti di stabilità ed estensione delle praterie. Tenuto conto dell'elevata variabilità esistente tra i macrodescrittori strutturali e funzionali delle fanerogame tra le diverse aree della stessa bocca di porto, il confronto tra le stagioni dello stesso anno e tra i diversi anni del monitoraggio è avvenuto sempre solamente tra stazioni omologhe.

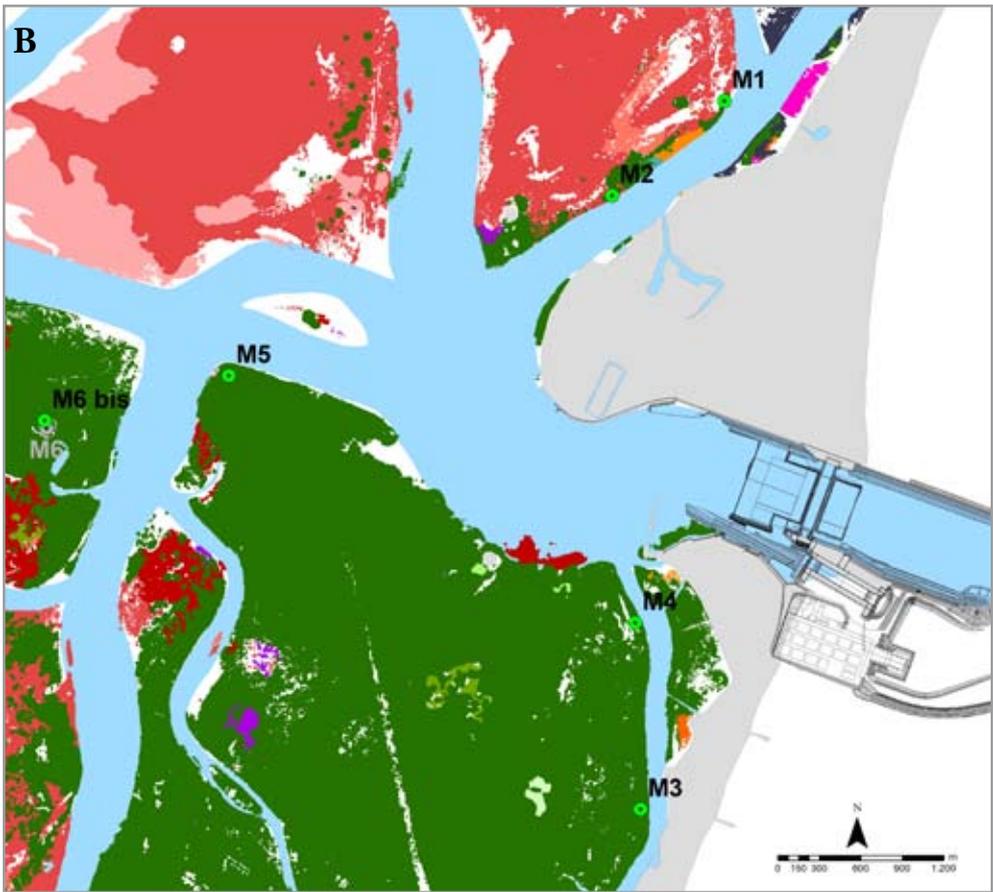
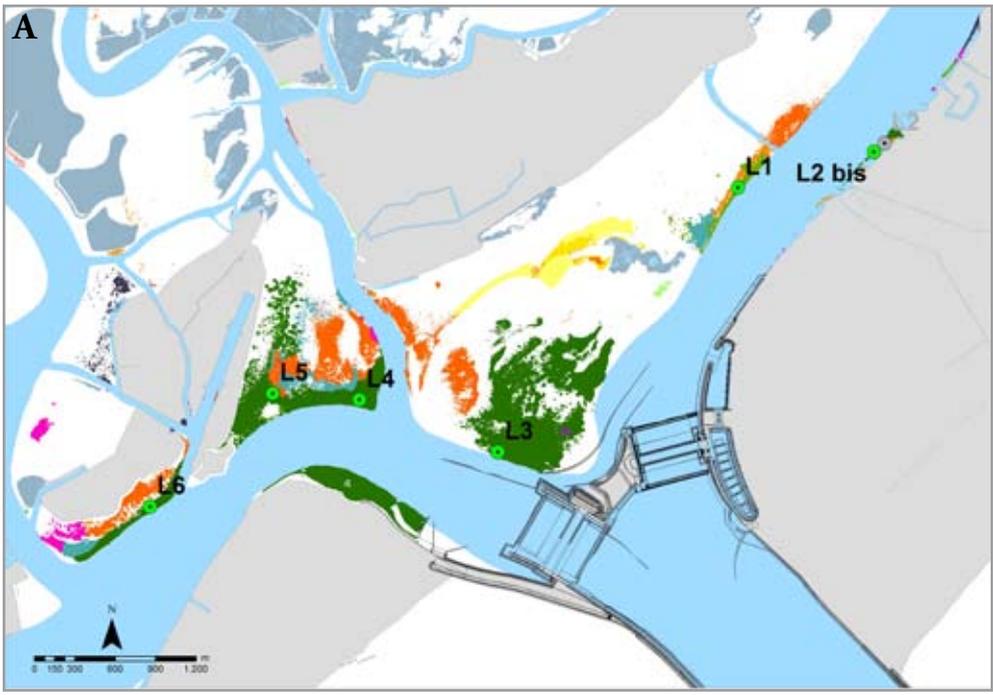
Nel corso degli anni, le misure alle 18 stazioni sono state eseguite sempre negli stessi periodi e in accordo con quelli della fase *ante operam*: campagna primaverile a maggio, campagna estiva ad agosto e campagna autunnale a novembre. La campagna invernale (a febbraio) è stata condotta solo dal monitoraggio 2006 a quello 2010.

A causa di interventi di natura antropica alle bocche di porto e non inerenti le opere del MOSE (ad esempio l'estensione delle concessioni per l'allevamento delle vongole o l'attività di pesca locale), negli anni si sono resi necessari piccoli spostamenti di alcune stazioni. Di seguito vengono riassunte le principali variazioni

Stazione originale	Stazione nuova	Sostituzione a partire da:
L2	L2-bis	Primavera 2010
M6	M6-bis	Estate 2010
C2	C2-bis	Autunno 2006
C3	C3-bis	Primavera 2009
C1	C1-bis	Autunno 2009

Mappatura delle praterie

La mappatura delle praterie di fanerogame (figura 1) ha riguardato i fondali posti in prossimità ed all'interno delle tre bocche di porto e quelli più profondi, vicini alle opere in realizzazione, sino alle profondità di 3-4 m corrispondenti ai limiti della presenza di fanerogame marine nelle acque lagunari.



Fanerogame (rilievo 2014)

Specie, copertura

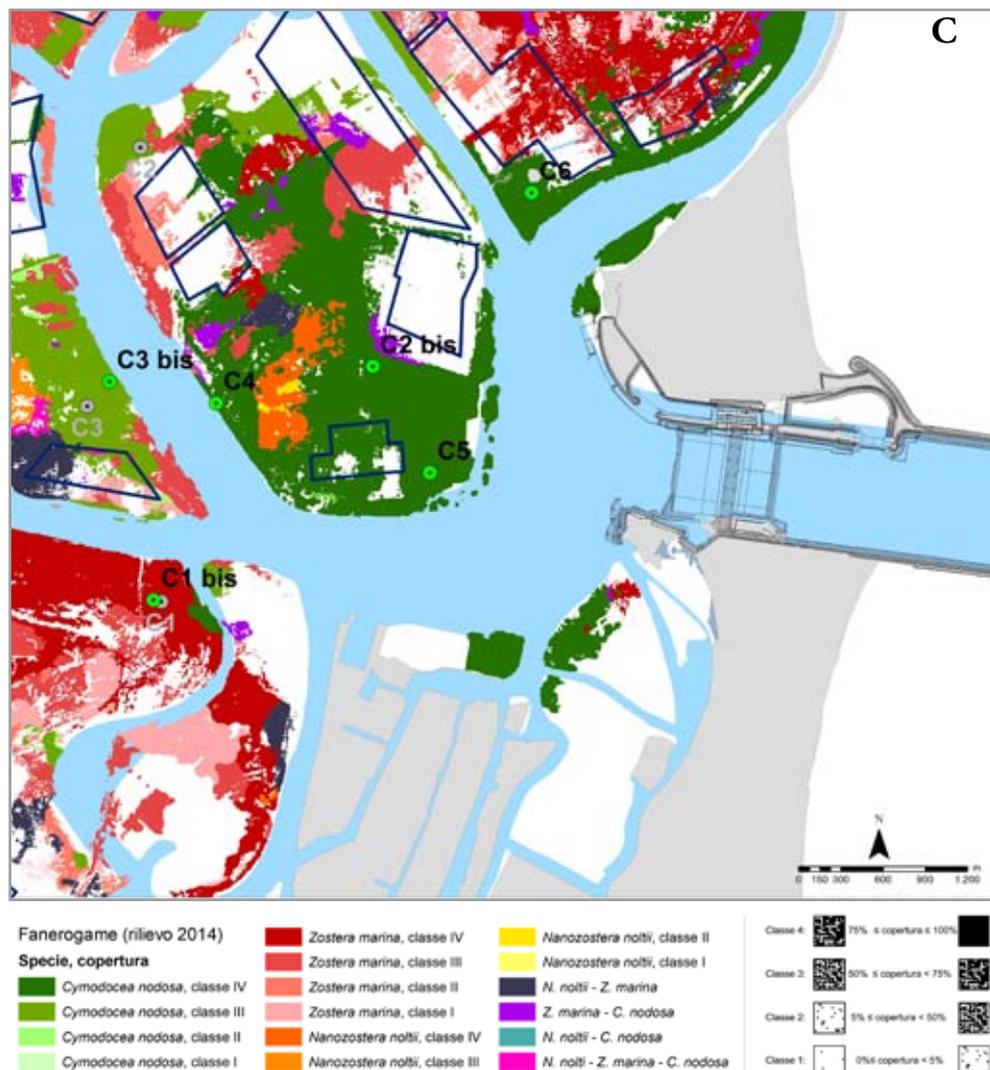
- Cymodocea nodosa, classe IV
- Cymodocea nodosa, classe III
- Cymodocea nodosa, classe II
- Cymodocea nodosa, classe I

- Zostera marina, classe IV
- Zostera marina, classe III
- Zostera marina, classe II
- Zostera marina, classe I
- Nanozostera noltei, classe IV
- Nanozostera noltei, classe III

- Nanozostera noltei, classe II
- Nanozostera noltei, classe I
- N. noltei - Z. marina
- Z. marina - C. nodosa
- N. noltei - C. nodosa
- N. noltei - Z. marina - C. nodosa

- Classe 4: 75% ≤ copertura ≤ 100%
- Classe 3: 50% ≤ copertura ≤ 75%
- Classe 2: 5% ≤ copertura ≤ 50%
- Classe 1: 0% ≤ copertura ≤ 5%

1. Stazioni di controllo delle fanerogame marine e, come sfondo, la mappatura del 2014 relativa allo Studio B.6.72 B/10, bocca di porto di Lido (A), Malamocco (B), Chioggia (C) in cui sono messe in evidenza le concessioni di pesca.



Il rilievo della distribuzione delle fanerogame marine è sempre stato eseguito da giugno a settembre, per poter apprezzare al meglio le coperture delle tre specie, considerata la loro differente stagionalità.

In relazione alle caratteristiche della vegetazione, i rilievi sono stati eseguiti procedendo lungo i limiti coincidenti con i contorni delle coperture a fanerogame oppure lungo tragetti paralleli o trasversali, allo scopo di esplorare spazi acquei dove l'irregolarità delle coperture non consentisse la mappatura lungo i perimetri.

L'utilizzo di un software di navigazione con base cartografica collegato a un GPS ha permesso il posizionamento in tempo reale dei punti di rilievo con accuratezza metrica e la memorizzazione delle informazioni sulla specie individuata e sul grado di copertura.

Per la stima del grado di copertura si è mantenuto il protocollo seguito nella mappatura lagunare di cui all'intervento MELa2 e conseguenti Studi B.6.78/I e B.6.72 (B/1-B/10). I livelli di copertura del fondale da parte delle fanerogame sono stati ripartiti in 4 classi: classe I = 0-5%, classe II = 5-50%, classe III = 50-75%, classe IV = 75-100%.

I dati di campo hanno permesso la realizzazione di cartografie preliminari, divenute definitive a seguito di ulteriori verifiche in campo e confronto con analisi di immagini fotografiche remote da satellite o da aereo.

In analogia a quanto stabilito per la conduzione della mappatura di cui all'intervento MELa2 e agli Studi B.6.78/I e B.6.72 (B/1-B/10), si è scelto di utilizzare il software

ESRI ArcGis che offre gli strumenti di analisi spaziale e geostatistica dei dati raccolti per le analisi causa-effetto delle dinamiche osservate (MAG.ACQUE-SELC, 2002).

I dati ottenuti sono stati elaborati nelle loro componenti topologiche, geografiche e di attributo, al fine di ottenere un prodotto finale omogeneo.

I controlli durante la fase *desk* hanno incluso la verifica dei valori assegnati a ciascuna *patch* vegetazionale cartografata ed un confronto con le informazioni fotografiche remote, utilizzando ortofoto aeree (georeferenziate ed ortorettificate) e immagini telerilevate da satellite (satellite IKONOS e QUICKBIRD). Un ulteriore controllo è stato condotto mediante verifiche dei confini delle *patches* precedentemente rilevate e riportate in ambiente G.I.S., delle loro caratteristiche qualitative e quantitative. L'ultima fase di procesamiento è stata l'omogeneizzazione dell'intero corpo dati, creando così un'unica cartografia in ambiente G.I.S.

Per quanto riguarda la rappresentazione cartografica definitiva dei taxa censiti, si è scelto di utilizzare in legenda gli stessi colori già utilizzati in MELa2, B.6.78/I e B.6.72 (B/1-B/10), i quali sono derivati a loro volta dal prodotto cartografico relativo al 1990, e cioè:

- giallo: *Nanozostera noltii*;
- rosso: *Zostera marina*;
- verde: *Cymodocea nodosa*.

Differenti gradazioni di colore consentono di identificare valori decrescenti di copertura. Inoltre, per i popolamenti misti, per i quali non è stato riportato un valore di copertura, sono stati utilizzati colori puri tali da minimizzare il più possibile eventuali errori di interpretazione in sede di lettura ed analisi delle carte. Sulla base delle metodologie descritte si è giunti alla realizzazione, su supporto informatico, di un prodotto cartografico (in allegato) in scala 1:10.000 in ambiente ESRI ArcGIS 8.2.

Alla bocca di porto di Lido il monitoraggio è iniziato nel 2005 mentre alle bocche di porto di Malamocco e di Chioggia le mappature sono iniziate nel 2006 e le campagne di misura alle stazioni fisse nell'autunno del 2006.

Per la valutazione delle dinamiche spaziali delle praterie negli anni, si è fatto riferimento oltre che ai rilievi in campo degli Studi B.6.72 B/1-10 (condotti tra il 2006 e il 2014) anche alle seguenti indagini:

- mappatura lagunare delle fanerogame del 1990 (Caniglia *et al.*, 1990);
- mappature parziali delle tre bocche di porto (Scarton, 1995; Tagliapietra, 1999).
- mappature lagunari delle fanerogame del 2002-2004 (MAG.ACQUE-SELC, 2005a, 2005b; Rismondo *et al.*, 2003);
- mappatura delle fanerogame delle tre bocche di porto del 2003 (MAG.ACQUE-SELC, 2003);
- mappatura lagunare delle fanerogame del 2009-2010 (MAG.ACQUE-SELC, 2011; Curiel *et al.*, 2014).

Sviluppo di modelli numerici

Uno degli approcci più tradizionali per individuare gli habitat di specie di particolare interesse è quello di sviluppare modelli di distribuzione degli habitat o di distribuzione delle specie (SDM-Guisan e Zimmerman, 2000; Guisan e Thuiller, 2005; Franklin, 2009). I modelli di distribuzione dell'habitat si basano sulla quantificazione delle relazioni esistenti tra la distribuzione delle specie e i parametri ambientali (biotici o abiotici) che ne influenzano la diffusione. I modelli permettono di generare mappe che descrivono l'habitat potenziale di una specie, cioè l'insieme delle condizioni ambientali che assicurano alla specie di soddisfare i propri requisiti vitali minimi (Araújo e Guisan, 2006).

Dal momento che non esiste una tecnica statistica ottimale per sviluppare SDM (Qiao *et al.*, 2015), è necessario stabilire l'approccio più adatto, caso per caso, bilanciando accuratamente tra semplicità e flessibilità dell'algoritmo selezionato (Merow *et al.*, 2014). In seguito ad una fase esplorativa, la tecnica statistica adottata è stata quella del Random Forest (RF) (Breiman, 2001). Le elevate capacità predittive di questa tecnica, evidenziata in alcuni studi comparativi (Prasad *et al.*, 2006), così come per altre tecniche analoghe derivate dal machine learning (Elith e Graham, 2009), stanno contribuendo ad una rapida diffusione delle sue applicazioni in campo ecologico (Garzon *et al.*, 2006; Vincenzi *et al.*, 2011).

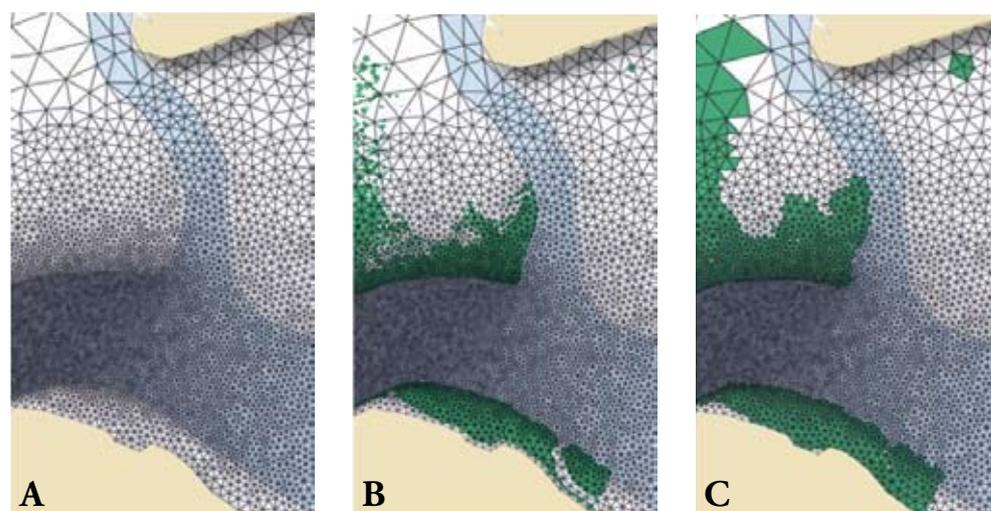
Schema di analisi

Lo sviluppo dei modelli di distribuzione delle fanerogame è stato affrontato considerando indipendentemente le tre specie oggetto di studio (*Z. marina*, *N. noltii* e *C. nodosa*) per ognuna delle quali è stato calibrato un modello che ha sfruttato le informazioni di presenza/assenza. Il dominio spaziale adottato è stato quello della griglia non strutturata usata per le simulazioni idrodinamiche effettuate nell'ambito delle diverse fasi dello Studio B.6.72 (PROVV.OO.PP.-CORILA, 2014b; figura 2) dal Dipartimento ICEA dell'Università di Padova. Di conseguenza è stato necessario adattare le informazioni sulla distribuzione delle fanerogame marine e dei parametri abiotici su questa griglia spaziale. In figura 2 è riportato un esempio di adattamento delle informazioni sulla distribuzione di *C. nodosa*, osservata nel 2010, alla griglia spaziale (PROVV.OO.PP.-CORILA, 2014b). Analogamente all'esempio riportato, ciascun elemento della griglia del modello idrodinamico è stato classificato in relazione della presenza o assenza delle tre specie oggetto di indagine, indipendentemente dalla dimensione dell'elemento stesso e dalla superficie delle patch di prateria eventualmente presenti. Questo significa, come è evidente nell'esempio di figura 2, che un elemento della griglia può essere classificato come area di presenza per una delle specie, anche se questa occupa una porzione molto piccola dell'elemento della griglia.

La procedura che ha portato allo sviluppo del modello di distribuzione per ciascuna delle tre specie oggetto di studio può essere schematizzata nei seguenti punti:

- estrazione dei dati ambientali per la fase *ante operam* e per la configurazione corrente della morfologia delle bocche di porto. Sovrapposizione, sulle stesse griglie spaziali, delle informazioni di presenza/assenza di ciascuna specie, seguendo lo schema riassunto in figura 2.

2. Dettaglio della bocca di porto di Lido in cui è rappresentata la griglia non strutturata utilizzata come base per le analisi (A); la distribuzione di *C. nodosa* osservata nel 2010 (B verde: presenza); la classificazione degli elementi della griglia come presenza/assenza di *C. nodosa* nel 2010 (C verde: presenza).



- integrazione dei dati estratti in un database unico (2004 e 2010), successivamente suddiviso in diversi sottoinsiemi di dati, necessari per lo sviluppo e valutazione del modello di distribuzione. In particolare, 10'000 osservazioni estratte casualmente sono state impiegate per ottimizzare i parametri *mtry* e *ntree* dell'algoritmo random forest (Breiman, 2001); 10'000 osservazioni sono state estratte casualmente per selezionare le variabili da includere nel modello, attraverso il confronto di 9 formulazioni alternative di crescente complessità; 10'000 osservazioni sono state impiegate per testare le capacità predittive dei modelli sviluppati considerando le formulazioni alternative; 10'000 osservazioni sono state usate per calibrare il modello vero e proprio, seguendo la formulazione ottimale; le rimanenti 125'000 (circa) osservazioni sono state usate esclusivamente a scopo di validazione attraverso la verifica delle capacità predittive.

I modelli calibrati sono stati analizzati, per capire in che modo le relazioni statistiche leghino le condizioni ambientali alla presenza delle specie. Il modello di ciascuna specie è stato applicato usando i valori dei parametri ambientali (relativi al 2004 e al 2010) di tutti gli elementi della griglia spaziale non strutturata come input, in modo da produrre mappe di distribuzione attesa (probabilità di presenza e predizione di presenza) sulla base delle condizioni ambientali.

Base di dati

Sulla base di una iniziale revisione delle informazioni disponibili, sia relativa alla distribuzione delle fanerogame marine che riguardo la disponibilità di dati ambientali, sono state individuate due finestre temporali da utilizzare come riferimento per descrivere la situazione antecedente e successiva alla realizzazione delle opere alle bocche di porto. Tali riferimenti temporali sono stati identificati nel 2004 (*ante operam*) e nel 2010 (*post operam*). Al fine di coprire l'intero range di variabilità delle condizioni ambientali che possono essere osservate nel bacino lagunare, i modelli di distribuzione delle tre specie di fanerogame marine sono stati sviluppati utilizzando osservazioni per l'intero bacino.

Distribuzione delle fanerogame marine

Le informazioni sulle distribuzioni delle fanerogame marine sono state estratte indipendentemente per i due periodi di riferimento (MAG.ACQUE-SELC, 2004, 2010) e per ciascuna specie.

Caratterizzazione ambientale

La caratterizzazione delle condizioni ambientali necessaria per la calibrazione dei modelli di distribuzione è basata su tre elementi:

- 1) Struttura fisica delle zone delle bocche di porto come rappresentata nel modello idrodinamico sviluppato nell'ambito del monitoraggio delle bocche (MAG.ACQUE-CORILA, 2012, 2013; PROV.VO.OPP.-CORILA, 2014b). Per ciascun elemento della griglia è stata estratta la profondità, che è stata impiegata anche per descrivere altre caratteristiche, come la pendenza, l'esposizione all'aria e l'orientamento. Non essendo disponibile una batimetria aggiornata al periodo 2010, la griglia del modello è stata adatta solamente in corrispondenza delle aree di cantiere, per rappresentare le profondità previste dal piano dell'Opera (MAG.ACQUE-CORILA, 2012, 2013; PROV.VO.OPP.-CORILA, 2014b).

- 2) Condizioni idrodinamiche, quantificate attraverso l'analisi delle simulazioni del modello idrodinamico sviluppato dal Dipartimento ICEA dell'Università di Padova (MAG.ACQUE-CORILA, 2012, 2013; PROV.VO.OP.-CORILA, 2014b). Il modulo e la direzione della velocità della corrente e dello sforzo tangenziale al fondo sono stati considerati per diverse fasi del ciclo di marea (marea entrante, uscente o intero ciclo; fase di sizigia e quadratura), considerando sia la situazione media che i valori massimi all'interno del ciclo di marea.
- 3) Caratterizzazione delle principali proprietà dell'acqua e del fondale, sulla base delle informazioni delle diverse campagne di indagine condotte in laguna di Venezia nel periodo 2002-2011. Sfruttando le informazioni disponibili grazie ai numerosi monitoraggi che prevedevano la valutazione della qualità dell'acqua in laguna di Venezia, è stato possibile stimare per ciascun elemento della griglia i valori di salinità, torbidità, temperatura dell'acqua, granulometria dei sedimenti superficiali del fondale e concentrazione di DOC (carbonio organico disciolto), TDN (azoto totale disciolto) e TDP (fosforo totale disciolto). Queste ultime tre variabili sono state selezionate sulla base di un'analisi esplorativa che ha evidenziato l'elevato grado di cross-correlazione tra i diversi descrittori di nutrienti e sostanza organica. Nel caso dei descrittori di qualità dell'acqua, le informazioni erano disponibili per un numero limitato di punti rispetto agli elementi della griglia di base, e quindi si è proceduto all'interpolazione spaziale. L'interpolazione è stata effettuata tramite *ordinary kriging*, dopo aver modellato la dipendenza spaziale, rappresentata dal variogramma sperimentale, utilizzando la libreria "automap" (Hiemstra *et al.*, 2009) per il pacchetto software R (R core team, 2015). In maniera analoga sono stati interpolati dati di granulometria, espressi come percentuale di sabbia nel sedimento superficiale utilizzando informazioni rappresentative della situazione antecedente (MAG.ACQUE-Thetis, 2005; MAG.ACQUE-SELC, 2005) e successiva alla realizzazione degli interventi (ARPAV, 2012).

I valori estratti per la granulometria costituiscono una rappresentazione statica relativa al momento del rilievo delle informazioni in campo. Per DOC, TDN e TDP, i valori interpolati rappresentano i valori medi per il 2004 e 2010 (medie di campagne mensili). Per temperatura e salinità, invece, essendo importanti non solo il valore medio, ma anche la variabilità temporale e i valori estremi che si possono registrare nel tempo, sono state interpolate mappe dei valori medi, della deviazione standard, del 10° percentile (assunto come valore minimo) e del 90° (massimo) sulla base di informazioni mensili.

Validazione dei modelli di distribuzione

I dataset indipendenti utilizzati per la validazione dei modelli sono stati usati per valutare le capacità predittive attraverso il calcolo di alcune statistiche comunemente usate per i modelli statistici binomiali. Queste statistiche sono:

- PCC: Percentuale di osservazioni correttamente classificate;
- Sensitivity: Percentuale di presenze correttamente classificate;
- Specificity: Percentuale di assenze correttamente classificate;
- AUC: Area sottesa dalla curva ROC (Receiver Operator Curve), che può essere interpretata come la probabilità che una presenza sia classificata con valori più elevati di un'assenza.

Risultati

Analisi stagionali alle 18 stazioni di controllo

Bocca di porto di Lido

Durante il periodo 2005-2014, le sei stazioni alla bocca di porto di Lido, localizzate su praterie nelle quali la specie esclusiva o principale è sempre stata *Cymodocea nodosa*, hanno presentato valori di copertura prossimi al 90-100%, percentuali rientranti nell'intervallo di variabilità definito nello studio *ante operam*. In taluni casi la copertura è risultata anche superiore (soprattutto in L1) e inferiori (in L4, L5 e L6) ma soltanto nel 3-6% delle campagne. Le altre due specie *Zostera marina* e *Nanozostera noltii*, in accordo con lo studio di riferimento, hanno evidenziato sempre coperture minoritarie rispetto alla specie principale e con densità spesso al di sopra dei valori attesi.

La densità dei ciuffi fogliari di *Cymodocea nodosa*, nelle singole stazioni, è risultata talvolta inferiore agli intervalli di riferimento ma spesso sono stati registrati anche valori superiori. È importante sottolineare come i valori inferiori ai limiti attesi siano sempre tornati in linea con quelli di riferimento nei mesi successivi al rilievo (tabella 1).

I dati inerenti la lunghezza dei ciuffi fogliari e della ligula hanno evidenziato alta variabilità, risultando talvolta superiori o inferiori (soprattutto per la ligula) agli intervalli di riferimento. Per quanto riguarda la lunghezza della lamina fogliare, i dati di letteratura non aiutano nelle interpretazioni poiché non danno indicazioni univoche; in presenza di incrementi della torbidità, infatti, sono stati segnalati aumenti, diminuzioni o assenza di variazioni della lamina fogliare (Balestri *et al.*, 2004; Ibarra-Obando *et al.*, 2004). Per quanto riguarda la ligula, invece, Marbà e Duarte (1994) ipotizzano un aumento della sua lunghezza come reazione al seppellimento. Questa reazione si osserva anche per il sottostante rizoma verticale. Al riguardo alle tre bocche di porto studiate, le dimensioni della ligula e del rizoma ortotropo di *C. nodosa* sono nettamente superiori a quelle delle praterie interne alla laguna di Venezia, per motivi che vanno ricercati nella maggiore instabilità-mobilità dei sedimenti sabbiosi nelle zone più esposte ad eventi meteo marini. L'indice di area fogliare (Leaf Area Index o LAI), che rappresenta la superficie fotosintetica attiva ed il rapporto tra parte viva e parte morta della foglia, ha quasi sempre confermato valori ottimali o di poco inferiori ai range attesi (tabella 1). Nessuna anomalia è stata osservata per l'apparato ipogeo ed in particolare per i rizomi. La presenza regolare negli anni di semi per *C. nodosa*, specie dominante nelle stazioni monitorate, è da considerarsi positiva perché conferma il regolare svolgimento dei processi riproduttivi oltre a quelli vegetativi. L'elenco floristico-faunistico degli organismi epifiti delle lamine ha evidenziato, nelle 6 stazioni, una progressiva riduzione, variando da 59 taxa nel 2005 a 34 taxa nel 2014. Il numero totale e medio di taxa per stazione conferma come i valori rientrino nel range di riferimento anche se, in quasi tutti gli anni, in talune stazioni e prevalentemente nei mesi estivi e primaverili, sono stati segnalati valori inferiori a quelli attesi che però si sono normalizzati durante le stagioni successive (tabella 1).

Per il ricoprimento degli epibionti fogliari, la maggior parte dei valori ricade negli intervalli di riferimento o è superiore o, con minor frequenza, è inferiore ad essi; la biomassa degli epibionti, invece, ha presentato valori talvolta inferiori ai range (tabella 1).

L'indice di Diversità di Shannon (indice che tiene conto sia del numero dei taxa presenti che del modo in cui gli individui sono distribuiti tra i diversi taxa) applicato alla componente epifitica (figura 3) ha presentato un andamento altalenante negli anni, passando da 1,68 nel 2005 a 1,94 nel 2014, valori sempre inferiori a quello dello stato di riferimento (2,04), anche se il test non parametrico Mann-Whitney U non ha mai evidenziato differenze statisticamente significative tra gli indici di diversità ($P < 0,05$).

Tabella 1. Principali parametri strutturali rilevati durante i monitoraggi condotti dal 2005 al 2014. B.6.78 (Studio condotto nel 2003) riporta gli intervalli di riferimento, MIN e MAX i valori minimo e massimo registrati nei 10 anni (Studi B.6.72, anni 2005-2014), % INF e % SUP, % del numero di campagne nelle quali sono stati registrati valori inferiori o superiori ai range di riferimento, % scost. NEG e % scost. POS, % massima di scostamento dal valore di riferimento in negativo e in positivo, rispettivamente. I valori numerici vanno intesi come medie di 9 repliche. Quando sono esterni agli intervalli di riferimento, lo scostamento è segnalato con il colore verde (quando il valore rilevato è superiore all'intervallo) e con il colore rosso (quando il valore rilevato risulta inferiore).

(1) = Per *Z. marina* i valori sono espressi in ciuffi fertili/m², per *C. nodosa* in semi/m². (2) = I dati si riferiscono alla foglia più vecchia del ciuffo. (3) = Il valore è stato calcolato considerando ambedue i lati della foglia come da monitoraggio MELa2 (MAG.ACQUE-SEL, 2002; 2005a).

		Densità <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²)						
		B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
L1		710-1119	663	1342	6,7	26,7	-6,6	19,9
L2/L2-bis		884-1436	605	1745	13,3	20	-57,9	21,5
L3		1321-2697	989	2310	26,7	-	-25,1	-
L4		1225-1931	1314	2229	-	36,7	-	15,4
L5		704-1107	732	1429	-	20	-	29,1
L6		775-1429	589	1438	10	3,3	-24,0	0,6

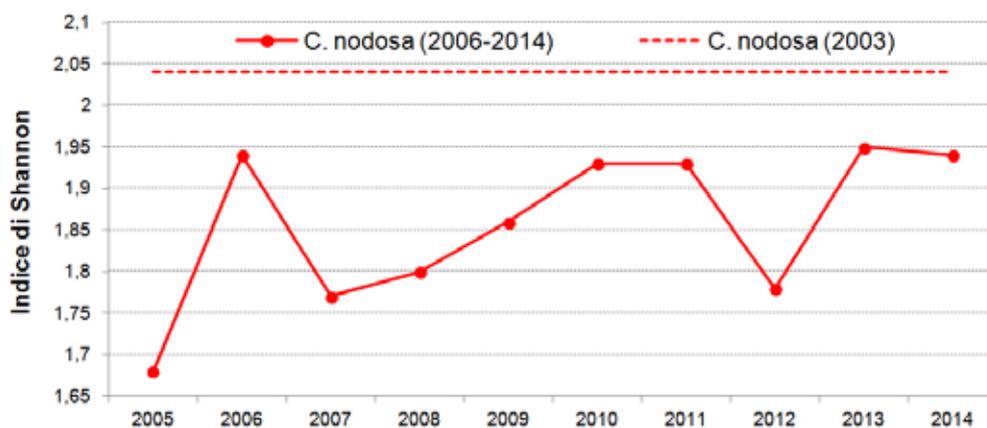
		LAI (Leaf Area Index)						
		B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
L1		0,5-6,0	0,6	9,5	-	16,7	-	58,0
L2/L2-bis		0,5-3,8	0,4	9,3	3,3	33,3	-20,0	144,7
L3		0,7-9,9	0,6	18,2	6,7	10	-14,3	83,4
L4		0,6-7,0	0,9	11,9	-	16,7	-	70,4
L5		0,5-3,4	0,7	4,4	-	16,7	-	28,1
L6		0,6-6,4	0,4	9,4	3,3	10	-26	46,9

		N. taxa totale complessivo						
		B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
L1		13-34	13	25	-	-	-	-
L2/L2-bis		11-36	13	27	-	-	-	-
L3		13-30	12	30	3,3	-	-7,7	-
L4		9-21	13	23	-	16,7	-	9,5
L5		12-23	10	24	13,3	6,7	-16,7	4,3
L6		16-29	13	26	16,7	-	-18,8	-

		N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾						
		B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
L1		9,8-16,3	8,3	18,0	26,7	10	-15,3	10,4
L2/L2-bis		8,2-17,5	8,5	19,2	-	6,7	-	9,7
L3		9,0-17,5	8,9	16,9	3,3	-	-1,1	-
L4		6,8-13,9	6,3	18,4	3,3	26,7	-	32,7
L5		8,5-13,1	5,8	14,6	20	13,3	-32,0	11,1
L6		10,2-15,7	8,7	16,6	20	6,7	-15,0	5,4

		% ricoprimento ⁽²⁻³⁾						
		B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
L1		7,6-47,1	15,3	119,1	-	50	-	152,9
L2/L2-bis		8,2-48,6	22,1	136,7	-	36,7	-	181,3
L3		10,9-74,3	7,4	99,4	3,3	10	-32,1	33,8
L4		11,4-32,8	5,7	101,8	6,7	66,7	-50,0	210,4
L5		17,2-44,0	13,3	66,7	10	33,3	-22,7	51,5
L6		9,0-68,2	8,8	99,6	3,3	20	-2,3	46,0

Lido - *C. nodosa*



3. Andamento dei valori dell'indice di Shannon nel corso dei 10 anni di monitoraggio. La linea tratteggiata indica il valore calcolato per lo studio di riferimento (2003).

Bocca di porto di Malamocco

Alla bocca di porto di Malamocco sono state monitorate 5 stazioni a *Cymodocea nodosa* e 1 stazione a *Zostera marina* (stazione M1, figura 1) nelle quali sono sempre state rilevate coperture con valori prossimi al 100%, come nello studio di riferimento *ante operam*. La tipologia delle praterie è rimasta invariata negli anni, con *Z. marina* e *Nanozostera noltii* sempre minoritarie nelle cinque stazioni in cui *C. nodosa* è risultata la specie principale.

Le densità dei ciuffi fogliari sono risultate comprese negli intervalli di riferimento o a volte più elevate, a testimoniare un mantenimento-consolidamento dello stato delle praterie. Soltanto in pochi casi sono state rilevate densità inferiori ai range di riferimento ma si è trattato di eventi limitati spazialmente e temporalmente (stazione M2) o associabili allo spostamento del sito (stazione M6-bis) (tabella 2).

La lunghezza media dei ciuffi fogliari di *Cymodocea nodosa* è quasi sempre ricaduta negli intervalli attesi anche se alcuni valori stagionali talvolta sono risultati inferiori o superiori ai range. Per la stazione a *Zostera marina*, invece, sono sempre state registrate lunghezze medie dei ciuffi comprese nei limiti considerati o, in qualche stagione, superiori ai valori attesi. Il numero di foglie per ciuffo è spesso risultato compreso nell'intervallo di riferimento e soltanto nella stazione M1, per *Zostera*, e nella stazione M3, per *Cymodocea*, qualche volta è risultato di poco inferiore a quanto rilevato nel 2003/04.

L'indice di area fogliare (Leaf Area Index o LAI) e il rapporto tra parte viva e parte morta della foglia hanno quasi sempre evidenziato condizioni ottimali, superiori o di poco inferiori ai range attesi; inoltre, anche l'apparato ipogeo non ha mai presentato situazioni anomale, come ad esempio annerimenti o eccessiva necrosi. Il ritrovamento, negli anni, di ciuffi fertili di *Z. marina* e di semi di *C. nodosa* indica il regolare svolgimento anche dei processi riproduttivi oltre a quelli vegetativi (tabella 2).

In linea con quanto registrato alle altre bocche di porto, anche a Malamocco l'elenco floristico-faunistico degli epifiti nelle 5 stazioni a *Cymodocea nodosa* si è progressivamente ridotto, passando da 77 taxa nel 2003 a 24 taxa nel 2014. Un andamento simile è stato registrato anche nella stazione a *Z. marina*, dove il numero dei taxa è sceso da 41 (studio *ante operam*) a 17 nel 2014. In particolare, sono state evidenziate riduzioni sia del numero totale di specie per ciuffo sia del numero medio. Tale riduzione è stata osservata, ma soltanto durante alcuni campionamenti, anche a livello del ricoprimento e soprattutto della biomassa (tabella 2).

La regressione complessiva dell'epifitismo si rileva anche dall'analisi dell'indice di Diversità di Shannon che negli anni è variato da 2,32 (2003/04) a 1,75 (2014) per *C. nodosa*, e da 2,31 (2003/04) a 1,50 (2014) per *Z. marina*. Per entrambe le specie i valori dell'in-

Tabella 2. Valori dei principali parametri strutturali rilevati durante i monitoraggi dal 2005 al 2014. Da sinistra verso destra: intervallo di riferimento (2003), valori minimo (MIN) e massimo (MAX) registrati nei 10 anni (2005-2014), % INF e % SUP, % del numero di campagne nelle quali sono stati registrati valori inferiori o superiori ai range di riferimento, % scost. NEG e % scost. POS, % massima di scostamento dal valore di riferimento in negativo e in positivo, rispettivamente. I valori numerici vanno intesi come medie di 9 repliche. Quando sono esterni agli intervalli di riferimento, lo scostamento è segnalato con il colore verde (quando il valore rilevato è superiore all'intervallo) e con il colore rosso (quando il valore rilevato risulta inferiore).

(1) = Per *Z. marina* i valori sono espressi in ciuffi fertili/m², per *C. nodosa* in semi/m². (2) = I dati si riferiscono alla foglia più vecchia del ciuffo. (3) = Il valore è stato calcolato considerando ambedue i lati della foglia come da monitoraggio MELa2 (MAG.ACQUE-SEL, 2002; 2005a).

Densità (ciuffi/m ²) di <i>Z. marina</i> (M1) e <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²)							
	B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
M1	220-326	268	632	-	88	-	93,9
M2	1435-1801	995	2223	32	12	-30,7	23,4
M3	1225-2189	1246	2077	-	-	-	-
M4	955-1544	645	1782,5	12	12	-32,5	15,4
M5	1265-1875	1457	2582	-	40	-	37,7
M6/M6-bis	1442-1931	1088	1941	48	4	-24,5	0,5

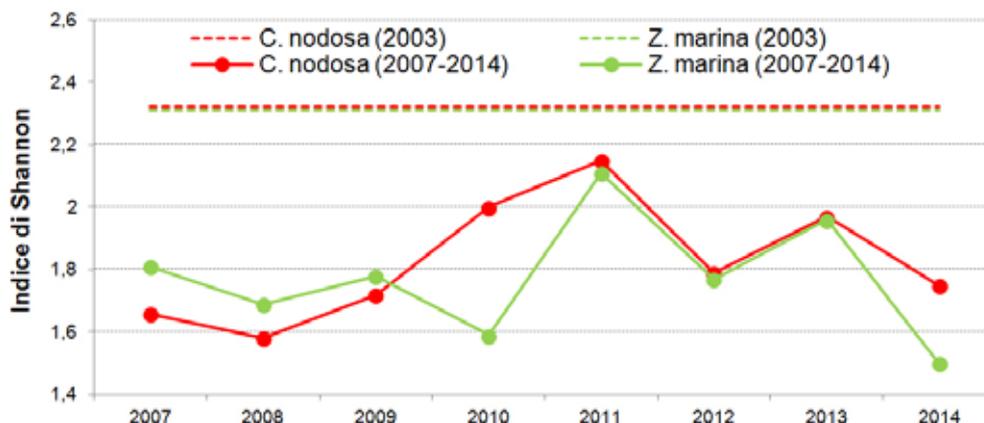
LAI (Leaf Area Index)							
	B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
M1	0,7-2,3	1,3	6,5	-	48	-	182,9
M2	1,0-13,1	1,0	9,7	-	-	-	-
M3	0,4-8,8	0,5	8,5	-	-	-	-
M4	0,3-6,4	0,6	9,9	-	16	-	-90,1
M5	0,9-6,1	0,7	9,4	12	28	-19,5	53,5
M6/M6-bis	0,4-8,0	0,4	6,5	-	-	-	-

N. taxa totale complessivo							
	B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
M1	15-21	7	19	48	-	-53,3	-
M2	15-29	7	23	24	-	-53,3	-
M3	15-30	7	19	64	-	-53,3	-
M4	14-29	6	19	32	-	-57,1	-
M5	13-39	10	20	16	-	-23,1	-
M6/M6-bis	19-44	9	24	92	-	-52,6	-

N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾							
	B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
M1	9,0-14,3	5,2	14,1	20	-	-42,0	-
M2	11,7-16,3	3,8	17,7	52	8	-67,5	8,4
M3	12,2-16,7	4,6	13,4	84	-	-62,7	-
M4	11,2-17,8	4,6	14,0	52	-	-59,3	-
M5	11,2-23,3	6,9	15,1	44	-	-38,5	-
M6/M6-bis	10,5-14,2	4,3	12,6	60	-	-58,7	-

% ricoprimento ⁽²⁻³⁾							
	B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
M1	4,5-8,9	1,7	66,3	4	88	-62,2	645,4
M2	10,5-88,9	4,8	68,1	4	-	-54,3	-
M3	18,1-68,4	4,6	67,3	12	-	-74,6	-
M4	16,6-69,7	8,3	66,8	4	-	-50,0	-
M5	13,9-103,9	8,1	84,4	8	-	-41,7	-
M6/M6-bis	13,0-66,9	8,8	53,4	4	-	-32,3	-

Malamocco - *Z. marina*/*C. nodosa*



4. Andamento dei valori dell'indice di Shannon. Le linee tratteggiate indicano il valore calcolato durante lo studio di riferimento *ante operam* (2003).

dice di Shannon sono risultati sempre inferiori a quelli di riferimento (figura 4). L'applicazione di un test statistico non parametrico (Mann-Whitney U test) ha rilevato come le differenze con i risultati dello studio *ante operam* siano sempre statisticamente significative per le stazioni a *Cymodocea*, mentre solo in un paio di anni per quella a *Zostera*.

Bocca di porto di Chioggia

Durante il periodo di osservazione, le praterie a *Cymodocea nodosa* e a *Zostera marina* hanno mantenuto, nelle stazioni monitorate, coperture in linea con quelle dello studio di riferimento. L'assetto generale delle praterie non è mai mutato, rispetto a quello rilevato nel 2003/04, e non sono state evidenziate variazioni nella tipologia delle specie. La specie più diffusa, nelle stazioni di controllo (ad eccezione della stazione C1/C1-bis), è rimasta sempre *Cymodocea nodosa*. *Zostera marina* e *Nanozostera noltii* sono risultate sempre minoritarie, senza variazione negli assetti di distribuzione e abbondanza.

In tutte le stazioni i valori di densità media dei ciuffi fogliari sono risultati talvolta al di sotto dei range attesi. Le riduzioni di densità nelle stazioni storiche sono state comprese tra il 12% e il 19% mentre nelle stazioni nuove hanno raggiunto il 30%. Fortunatamente tali eventi si sono risolti positivamente nei mesi successivi al campionamento (tabella 3).

La lunghezza dei ciuffi fogliari ha evidenziato, nell'insieme dei dati, valori rientranti o superiori agli intervalli di riferimento dello studio *ante operam* (2003) sia per *Zostera marina* sia per *Cymodocea nodosa*. Valori di poco sotto la soglia attesa (tra -1,6 e -8,7%) si sono avuti solamente per *Cymodocea* in un numero limitato di stazioni (C2/C2-bis e C6) e di campagne (4%).

La lunghezza media della ligula di *Cymodocea nodosa* e *Zostera marina* ha evidenziato un andamento non costante, con una banda di oscillazione superiore a quella rilevata nella fase *ante operam*: le stazioni hanno presentato, in alcune stagioni, valori nei range e, in altre, valori anche superiori o inferiori ai limiti attesi.

Il numero medio di foglie per ciuffo, quando non in linea con i valori attesi, come nel caso del sito a *Zostera* (stazione C1bis) e di quello a *Cymodocea*, stazione C4, è spesso rientrato nei range già a partire dal successivo campionamento. Per l'indice di area fogliare vanno evidenziati solo pochi casi (4%) con valori inferiori ai range (nel sito C4) (tabella 3).

Nella parte ipogea delle piante non sono mai stati rilevati fenomeni anossici o un'eccessiva presenza di rizomi morti; l'apparato fogliare, pur evidenziando una parte viva della foglia (verde) sempre nettamente superiore a quella morta (scura), talvolta è apparso di qualche punto percentuale inferiore alle attese (riduzioni massime dell'ordine del

Tabella 3. Valori dei principali parametri strutturali rilevati durante i monitoraggi dal 2005 al 2014. Da sinistra verso destra: intervallo di riferimento (2003), valori minimo (MIN) e massimo (MAX) registrati nei 10 anni (2005-2014), % INF e % SUP, % del numero di campagne nelle quali sono stati registrati valori inferiori o superiori ai range di riferimento, % scost. NEG e % scost. POS, % massima di scostamento dal valore di riferimento in negativo e in positivo, rispettivamente. I valori numerici vanno intesi come medie di 9 repliche. Quando sono esterni agli intervalli di riferimento, lo scostamento è segnalato con il colore verde (quando il valore rilevato è superiore all'intervallo) e con il colore rosso (quando il valore rilevato risulta inferiore).

(1) = Per *Z. marina* i valori sono espressi in ciuffi fertili/m², per *C. nodosa* in semi/m². (2) = I dati si riferiscono alla foglia più vecchia del ciuffo. (3) = Il valore è stato calcolato considerando ambedue i lati della foglia come da monitoraggio MELa2 (MAG.ACQUE-SELIC, 2002; 2005a).

	Densità (ciuffi/m ²) di <i>Z. marina</i> (C1/C1-bis) e <i>C. nodosa</i> (ciuffi/m ²)						
	B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
C1/C1-bis	344-546	304	722	8,0	24	-11,6	32,2
C2/C2-bis	732-1107	970	1810	-	72	-	63,5
C3/C3-bis	1609-2155	1057	2784	68	20	-34,3	29,2
C4	1206-1519	977	1888	4	16	-19,0	24,3
C5	1085-1383	977	1823	8	32	-10,0	31,8
C6	1045-1423	918	1876	12	20	-12,2	31,8

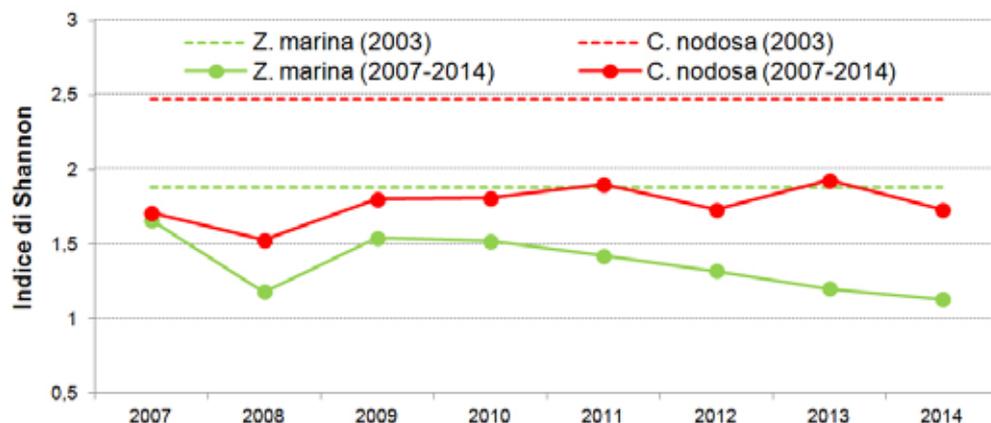
	LAI (Leaf Area Index)						
	B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
C1/C1-bis	1,4-5,8	1,4	6,5	-	4	-	12,1
C2/C2-bis	0,4-6,2	0,6	7,9	-	20	-	27,3
C3/C3-bis	0,5-8,9	0,5	8,3	-	-	-	-
C4	0,7-11,9	0,6	10,0	4	-	-14,3	-
C5	0,6-15,1	0,6	14,2	-	-	-	-
C6	0,3-9,1	0,5	11,6	-	8	-	27,0

	N. taxa totale complessivo						
	B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
C1/C1-bis	12-23	6	18	60	-	-50,0	-
C2/C2-bis	19-38	10	19	92	-	-47,4	-
C3/C3-bis	12-28	6	20	32	-	-50,0	-
C4	16-39	7	20	32	-	-56,3	-
C5	20-39	10	26	56	-	-50,0	-
C6	19-44	11	25	80	-	-42,1	-

	N. taxa medio/ciuffo ⁽²⁻³⁾						
	B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
C1/C1-bis	6,7-12,5	4,3	13,2	36	8	-35,3	5,8
C2/C2-bis	15,3-17,2	5,2	12,1	100	-	-65,9	-
C3/C3-bis	7,8-14,5	3,6	12,6	32	-	-54,4	-
C4	13,0-20,4	4,1	14,4	84	-	-68,4	-
C5	13,5-17,8	5,7	19,1	64	4	-57,8	7,4
C6	13,3-19,8	6,6	17,4	80	-	-50,7	-

	% ricoprimento ⁽²⁻³⁾						
	B.6.78 (intervallo)	MIN	MAX	% INF	% SUP	% scost. NEG.	% scost. POS.
C1/C1-bis	2,7-45,6	1,9	59,8	4	8	-29,6	31,1
C2/C2-bis	10,6-27,9	8,2	62,0	8	56	-22,6	122,1
C3/C3-bis	11,1-30,4	7,9	62,2	4	52	-28,8	104,7
C4	13,4-31,4	2,5	54,8	16	48	-81,3	74,4
C5	4,9-51,5	5,8	71,1	-	24	-	38,1
C6	13,6-49,8	17,2	77,6	-	36	-	55,8

Chioggia - *Z. marina*/*C. nodosa*



5. Andamento dei valori dell'indice di Shannon. Le linee tratteggiate indicano il valore calcolato durante lo studio di riferimento *ante operam* (2003).

4,2%). La presenza di ciuffi fertili di *Z. marina* o di semi per *C. nodosa* conferma, infine, come i processi vegetati e riproduttivi si siano svolti con regolarità.

In relazione all'epifitismo, come evidenziato alle bocche di Malamocco e di Lido, il confronto tra gli elenchi floristico-faunistici indica una graduale perdita di ricchezza specifica. Per le stazioni a *C. nodosa*, si è passati da 77 taxa, nel periodo *ante operam*, a 31 taxa nel 2014. Trend simile si è registrato per la stazione a *Z. marina* dove da 36 taxa nel 2003, si è passati a 15 taxa nel 2014. Questo calo generale si riflette nella diminuzione del numero totale di specie per ciuffo, del numero medio e del valore di biomassa; anche per il ricoprimento percentuale sono stati spesso rilevati valori superiori ai range (tabella 3).

L'indice di Diversità di Shannon è variato negli anni passando, per *C. nodosa*, da 2,47 (*ante operam*) a 1,73 (2014) e per *Z. marina* da 1,88 (*ante operam*) a 1,13 (2014) (figura 5). Il test non parametrico Mann-Whitney U test ha rilevato differenze statisticamente significative con lo studio *ante operam* solo per le stazioni a *Cymodocea* e mai per quella a *Zostera*.

Analisi delle variazioni osservate nell'epifitismo delle fanerogame marine

Il monitoraggio condotto dal 2006 al 2014 nelle 18 stazioni di controllo delle praterie a fanerogame ha confermato un sostanziale mantenimento delle condizioni osservate nella fase *ante operam* in relazione alla struttura e alla funzionalità delle praterie. La ricchezza e la biodiversità degli epifiti, invece, sono risultate modificate rispetto alla fase *ante operam*, soprattutto alle bocche di Malamocco e di Chioggia (tabella 1, 2 e 3). Le differenze rispetto allo studio del 2003 sono riconducibili prevalentemente a modificazioni quantitative nell'abbondanza di alcuni taxa. Tra il monitoraggio *ante operam* e i controlli successivi sono state comunque registrate, in ciascuna bocca di porto, variazioni anche qualitative dei popolamenti epifitici.

In generale, alla bocca di Lido, contemporaneamente alla scomparsa di alcuni taxa, registrata a partire dal 2003, si è osservato un graduale rinvenimento di nuovi taxa mentre alle bocche di porto di Malamocco, e soprattutto in quella di Chioggia, il calo del numero di taxa è stato solo parzialmente bilanciato numericamente dal ritrovamento di nuove specie. In ogni caso, le variazioni verificatesi tra il 2003 ed il 2014 sembrano essersi in parte attenuate nel corso del tempo, tanto da rendere più o meno costante il numero degli epifiti negli ultimi quattro/cinque anni di monitoraggio.

La riduzione dei taxa è stata osservata, in tutte le bocche di porto, già durante i primi monitoraggi (nel 2005 al Lido e nel 2006 a Malamocco e Chioggia), quando i lavori per la realizzazione del MOSE erano da poco iniziati.

La riduzione degli epifiti rilevata durante i dieci anni di monitoraggio (2005-2014) è risultata, in taluni casi, statisticamente significativa, e si è cercato di comprendere se potesse essere attribuita, anche solo in parte, a fattori direttamente o indirettamente riconducibili alle opere del MOSE, quali:

- Torbidità dell'acqua: un eventuale aumento di questo parametro potrebbe influenzare negativamente la disponibilità di radiazione luminosa e quindi la capacità fotosintetica e lo sviluppo non solo della componente algale dell'epifitismo, ma in parte anche dell'apparato fogliare delle fanerogame (Borum *et al.*, 2004; Larkum *et al.*, 2006; Ahmad-Kamil *et al.*, 2013). I dati relativi alla torbidità dell'acqua (rilevati da sensori posizionati alle bocche di porto, Studi B.6.72 B/1-B/10) non hanno mai indicato variazioni marcate per questo parametro tali da avere eventuali ripercussioni sulle praterie.
- Sedimentazione: durante i monitoraggi solo in rari casi sono stati rinvenuti ciuffi con deposizione eccessiva di particellato sulle lamine (comunque con quantitativi limitati) mentre non sono mai state riscontrate situazioni in cui fossero presenti ciuffi fogliari con uno sviluppo limitato o incrementi dei fenomeni di necrosi.
- Idrodinamismo: è segnalato in letteratura come una delle possibili cause di cambiamenti a carico della componente epifita, soprattutto per l'abbondanza. L'accentuato movimento delle lamine fogliari, dovuto ad incrementi dei flussi idrodinamici, sarebbe infatti il fattore fisico di disturbo in grado di determinare, tramite la forza abrasiva, la perdita di specie dalla superficie fogliare, di favorire la rottura di talli e di ostacolare l'attecchimento degli organismi (Lavery *et al.*, 2007; Granhag *et al.*, 2007). I risultati dell'elaborazione del modello correntometrico e sedimentologico per le bocche di porto di Lido, Malamocco e Chioggia (studi B.6.72 B/7-B/9, condotti tra il 2011 e il 2013) hanno escluso, però, che le praterie possano risentire di incrementi della velocità dovuti alle modifiche morfologiche apportate dalle opere alle bocche tali da comprometterne la stabilità e/o influenzare la struttura delle comunità degli epifiti (MAG. ACQUE-CORILA, 2012; 2013; PROV. OO. PP.-CORILA, 2014).
- Acidificazione delle acque: diminuzione dei valori di pH e modificazione del ciclo dei carbonati in seguito alla dissoluzione di anidride carbonica di origine antropica. L'acidificazione porta al graduale scioglimento dei gusci calcarei (CaCO_3) degli organismi marini (vegetali e animali). Indagini recenti, condotte in aree dove il pH è più basso, suggeriscono effetti sulla componente epifita. In particolare, una riduzione, anche moderata, del pH determinerebbe un indebolimento delle alghe calcaree riconducibile ad una diminuzione di numero e abbondanza (Donnarumma *et al.*, 2014; Kroeker *et al.*, 2013; Martin *et al.*, 2008, 2013; Martin e Gattuso, 2009; Semesi *et al.*, 2009; Porzio *et al.*, 2011; Ragazzola *et al.*, 2012). Tale ipotesi sembrerebbe però non adattarsi alle osservazioni condotte in laguna di Venezia dove, invece, si rileva un incremento delle specie calcaree prostrate. Inoltre, riduzioni dell'abbondanza sono state osservate anche per le erect algae e soprattutto per le turf algae (rispettivamente alghe di lunghezza superiore o inferiore a 10 mm) (Porzio *et al.*, 2011; 2013).

Recenti studi (Arnold *et al.*, 2012) hanno dimostrato che diminuzioni del pH possono favorire un aumento del grazing da parte di molti organismi (es. isopodi, ricci di mare, pesci, ecc.).

Modificazioni significative del pH sono state documentate nelle acque marine superficiali anche per il nord Adriatico, con una diminuzione pari a -0,063 unità tra il 1983 e il 2008 (Luchetta *et al.*, 2010). Nella laguna di Venezia un lavoro recente (Facca *et al.*, 2011) rileva una diminuzione nei valori medi di pH pari a 0,4 unità tra il 1998 e il 2003 nel bacino centrale. Le possibili ripercussioni dell'acidificazione sulla struttura e composizione delle comunità algali non trovano, però, un riscontro unanime, anche alla luce dei risultati di Noisette *et al.*, (2013) che indicano come alterazioni nei valori di pH inducano risposte specie-specifiche non uniformi a seconda dei taxa algali considerati.

Per approfondire l'analisi degli epifiti, le macroalghe (incluse le diatomee bentoniche) che colonizzano le fanerogame marine dello studio *ante operam* e degli studi successivi sono state suddivise in tre categorie morfo-funzionali, valutandone i rapporti per numero di specie e abbondanza: le *encrusting layer* (alghe incrostanti o prostrate), le *turf layer* (alghe di lunghezza inferiore a 10 mm) e le *erect layer* (alghe superiori ad 10 mm) (Airoldi e Cinelli, 1997; Irving e Connell, 2002a,b; Balata *et al.*, 2004; Schanz *et al.*, 2002).

L'analisi dei dati fa rilevare un incremento più o meno marcato delle *encrusting layer* rispetto allo studio *ante operam* in tutte le tre bocche di porto (+430% a Lido, +355 a Malamocco e +210% a Chioggia). La dominanza di questa componente, costituita soprattutto dalle Corallinales, è segnalata in letteratura come una condizione positiva dello stato di qualità delle praterie a fanerogame (Ballesteros, 1987; Romero, 1988; Mazzella *et al.*, 1989; Martínez-Crego *et al.*, 2010). Le alghe Corallinales, inoltre, sono utilizzate come indicatori di elevato livello ecologico nell'applicazione degli indici macroalgali della Direttiva Europea 2000/60 (Orfanidis *et al.*, 2011; Sfriso *et al.*, 2009).

Le *erect layer* subiscono, nei confronti del 2003, una generale diminuzione sia nel numero di taxa sia nell'abbondanza.

Anche le *turf layer* diminuiscono tra il 2003 e il 2014 in tutte le bocche di porto, sia come numero di taxa, sia come abbondanza. La riduzione dell'abbondanza è imputabile principalmente alla riduzione delle diatomee bentoniche che nel periodo dello studio *ante operam* erano risultate molto diffuse sulle lamine fogliari.

L'incremento di abbondanza delle *encrusting layer* e la sensibile riduzione della componente delle *erect* e delle *turf layer* farebbe scartare l'ipotesi di un eventuale stress dovuto alla sedimentazione, che dovrebbe, invece, indurre una riduzione delle *erect algae* (più sensibili) a favore delle *turf algae* (più tolleranti) (Airoldi e Cinelli, 1997; Irving e Connell, 2002a,b; Balata *et al.*, 2004).

Suddividendo gli epifiti fogliari in macroalghe, zoobenthos e diatomee bentoniche (tabella 4) si evidenzia come, rispetto allo studio *ante operam*, il numero di taxa (totale e medio) sia diminuito mentre relativamente al ricoprimento medio si registra un aumento generale delle macroalghe e un decremento dello zoobenthos (tranne a Lido) e delle diatomee bentoniche.

La riduzione generale del ricoprimento totale degli epifiti (macroalghe, zoobenthos e diatomee) rispetto al 2003/04, che è stata rilevata anche nel 2014, è dovuta prevalentemente al calo delle diatomee bentoniche (evidente soprattutto a Malamocco, tabella 4); queste microalghe, infatti, per la loro elevata abbondanza hanno inciso fortemente sul

Lido	Macroalghe		Zoobenthos		Diatomee spp.	
	2003	2014	2003	2014	2003	2014
N. taxa totale	49	27	10	7	---	---
N. taxa medio /st.	31,0	17,7	6,7	5,2	---	---
Ricopr. medio%/st.	18,5	33,3	4,7	4,9	16,2	3,5

Malamocco	Macroalghe		Zoobenthos		Diatomee spp.	
	2003	2014	2003	2014	2003	2014
N. taxa totale	55	16	12	8	---	---
N. taxa medio /st.	35,4	12,4	8,4	5,0	---	---
Ricopr. medio%/st.	23,0	36,8	8,4	3,4	22,6	4,1

Chioggia	Macroalghe		Zoobenthos		Diatomee spp.	
	2003	2014	2003	2014	2003	2014
N. taxa totale	61	22	14	9	---	---
N. taxa medio /st.	43,2	14,0	9,0	5,2	---	---
Ricopr. medio%/st.	23,3	28,3	11,1	1,6	10,5	3,6

Tabella 4. Valori degli indicatori degli epibionti delle lamine fogliari delle fanerogame marine dello Studio *ante operam* del 2003 e del 2014 alle tre bocche di porto.

ricoprimento registrato nello studio del 2003 (in particolare nei mesi autunnali ed invernali). Le maggiori temperature rilevate nel 2002 e nel 2003, associate ad una minore frequenza di eventi meteo-marini che hanno ridotto i dinamismi delle acque, potrebbero aver favorito un sovra-sviluppo di questa componente bentonica, soprattutto nei mesi autunnali ed invernali; un evento simile si era verificato nel 2002 a carico delle Ectocarpales (alghe brune) nelle praterie a fanerogame soprattutto di Malamocco e tale circostanza non si è più verificata, con simile intensità, negli anni successivi.

Da quanto esposto si comprende come la riduzione generalizzata del numero di taxa non sia di immediata interpretazione. Il fatto che tale decremento abbia coinvolto soprattutto le tipologie algali *erect* e *turf* potrebbe, però, ricollegarsi ad un mutamento delle dinamiche di alimentazione dei predatori; le forme algali erette e *turf* costituiscono, infatti, una tipologia alimentare di semplice utilizzazione rispetto alle alghe incrostanti che, al contrario, vengono predate da organismi zoobentonici con apparati masticatori specializzati (Duffy *et al.*, 2003; Littler e Littler, 1980; Steneck e Watling, 1982; Steneck, 1983; Schanz *et al.*, 2002).

La significativa diminuzione della biomassa algale (riconducibile soprattutto al genere *Ulva*) osservata nell'ultimo decennio (MAG.ACQUE-SELCO, 2010, 2011) potrebbe aver favorito, almeno in parte, un aumento del "pascolamento" di organismi zoobentonici sulle lamine fogliari delle fanerogame con una conseguente diminuzione degli epifiti (soprattutto delle forme *erect* e *turf*) (Whalem *et al.*, 2013).

Per una maggiore comprensione delle dinamiche di riduzione del numero di taxa nelle bocche di porto (vedi tabella 4) va precisato che la perdita riguarda soprattutto le specie definite "accidentali", la cui frequenza di rinvenimento è, per definizione, solitamente molto bassa e/o che si presentano con ricoprimenti molto limitati (ad esempio l'alga rossa *Antithamnion cruciatum* o l'alga bruna *Asperococcus compressus*).

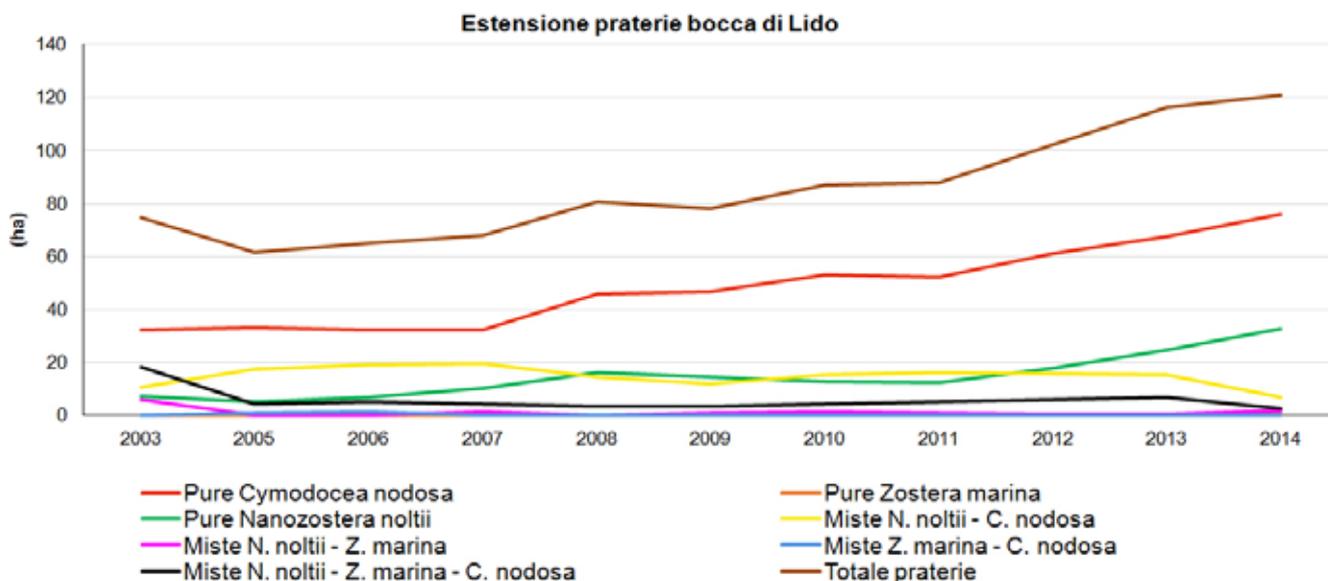
I dinamismi delle fanerogame marine alle tre bocche di porto

Mappatura delle praterie alla bocca di porto di Lido

Il monitoraggio della distribuzione delle praterie a fanerogame marine alla bocca di porto di Lido (figura 1a) ha evidenziato, negli anni, una complessiva stabilità, con coperture che, al termine del decennio, sono risultate superiori a quelle rilevate nel 2003 (figura 6).

Nel 2014 sono state rilevate coperture a fanerogame, pure e miste, pari a 121,1 ha, con un incremento di 46,4 ha rispetto al 2003. Dal 2005 al 2007 la copertura è risultata inferiore alla fase *ante operam* (figura 5), mentre negli anni successivi l'incremento degli areali è stato più o meno costante, variando in relazione alle dinamiche delle singole specie e alle diverse tipologie di praterie che si sono trasformate progressivamente da miste a pure. Negli anni, infatti, le praterie miste, dove coesistevano due o più specie (con una specie sempre dominante), si sono modificate per il prevalere della specie principale, divenendo praterie pure (figura 6).

Analizzando le praterie per tipologia, si rileva come le coperture pure siano variate da 39,4 ha del 2003 a 109,3 ha del 2014. L'analisi per singole specie registra un incremento delle praterie pure a *Cymodocea nodosa* che da 32,2 ha nel 2003 hanno raggiunto, dopo un decennio, una estensione di 76,1 ha. Un incremento più contenuto come estensione, ma significativo per il valore ecologico che comporta la ricolonizzazione dei bassifondali della bocca di porto, si è verificato per le praterie a *Nanozostera noltii* che sono variate da 7,2 ha del 2003 a 32,7 ha del 2014. La ricomparsa di *Zostera marina* in diffusi areali della bocca di porto estesi per alcuni metri segna un'importante inversione di tendenza dopo le ultime segnalazioni degli anni '90, anche per il contributo alla diversificazione



ambientale che potrà apportare.

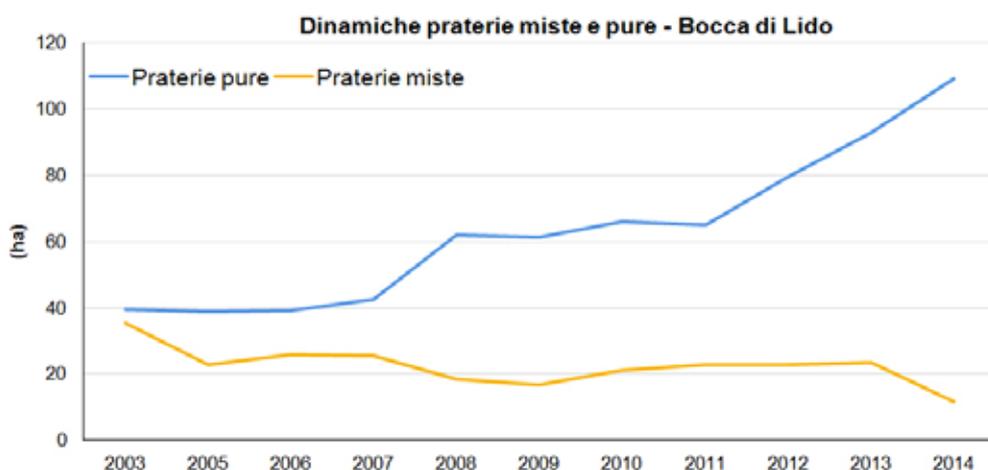
Le coperture miste sono progressivamente regredite variando da 35,3 ha nel 2003 a 11,7 ha nel 2014. L'analisi dei dati evidenzia una graduale riduzione delle praterie miste a favore di quelle pure a *Cymodocea nodosa* e secondariamente a *Nanozostera noltii*.

L'incremento di estensione delle aree a *Cymodocea nodosa* della bocca di Lido trova conferma nel confronto tra i monitoraggi delle fanerogame svolti a scala lagunare tra il 1990 e il 2009-2010 (Caniglia *et al.*, 1990; MAG.ACQUE-SELCA, 2005a; 2010; 2011). I motivi possono ricondursi alla maggiore capacità di questa specie di contrastare e superare situazioni avverse, spesso avvantaggiandosene rispetto alle altre rizofite; alla presenza di sedimenti francamente sabbiosi nella bocca di porto; alla salinità medio elevata e nell'ottimo ricambio idrico; al maggior approfondimento dell'apparato radicale e all'efficienza delle strategie riproduttive e diffusive che si avvalgono di processi sia gamici sia vegetativi.

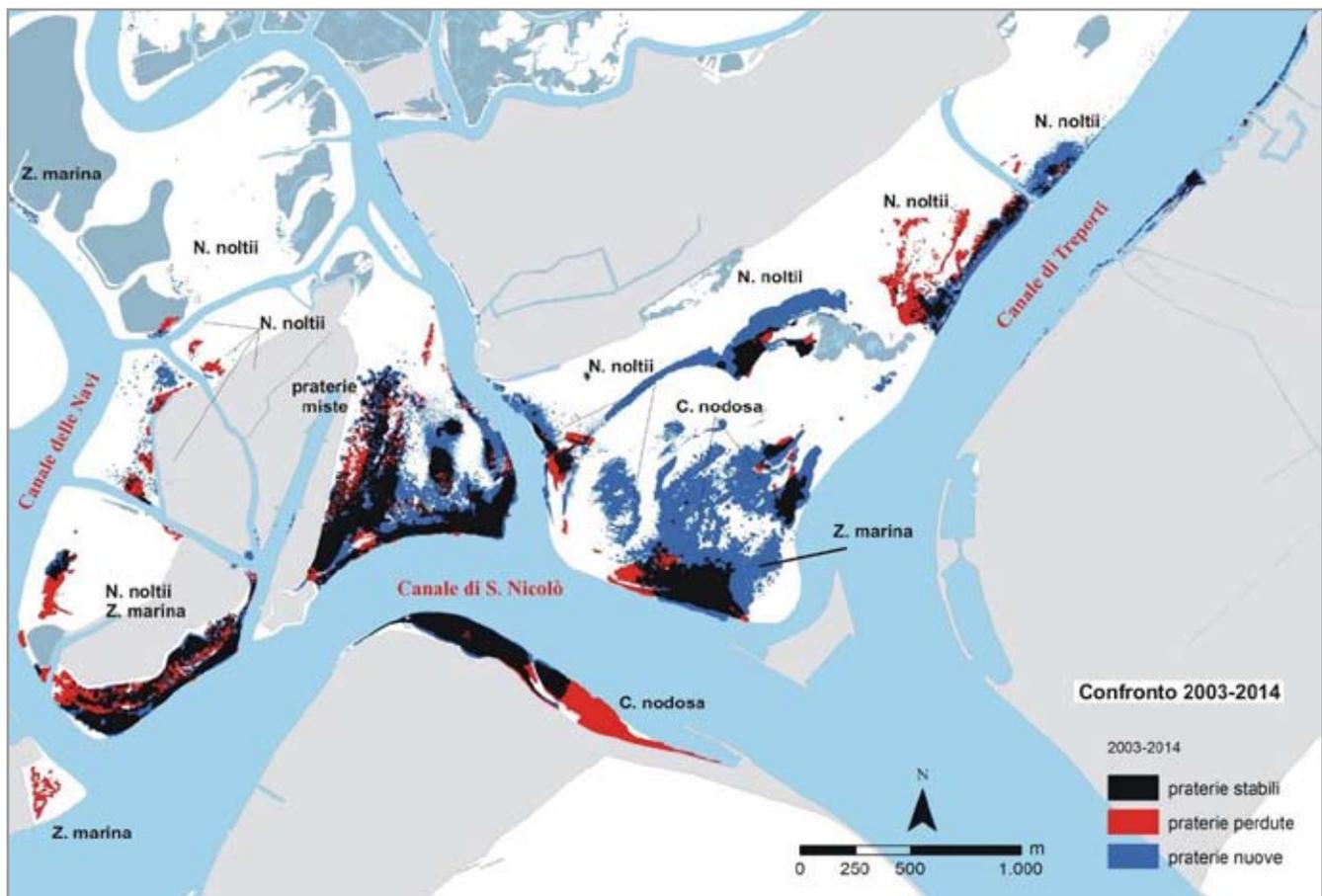
L'incremento di areali di *Nanozostera noltii* alla bocca di Lido segna un recupero delle praterie nelle aree intertidali ed emergenti durante le basse maree, ampiamente colonizzate nel 1990 ma non più occupate da questa specie nella mappatura del 2002-2004.

L'analisi di dettaglio delle variazioni delle praterie dalla fase *ante operam* (2003) al 2014 (figura 8) evidenzia come le principali dinamiche, regressive e progressive, abbiano ri-

6. Bocca di porto di Lido: variazioni delle estensioni delle diverse tipologie di praterie tra il 2003 e il 2014. Nel 2004 non sono stati eseguiti rilievi.



7. Bocca di porto di Lido: estensione delle coperture a praterie pure e miste.



8. Bocca di porto di Lido: variazioni delle coperture a fanerogame marine tra il 2003 e il 2014.

guardato soprattutto l'area denominata "Bacan", un fondale lagunare che presenta ampi tratti sempre sommersi (2-3 m) e, più internamente, tratti intertidali che emergono durante le basse maree.

Nel corso del decennio, le perdite di praterie nelle zone interne alla bocca di Lido riguardano principalmente la fanerogama *Nanozostera noltii*, in fregio ai bassi fondali con limitata batimetria; questa fanerogama, però, è apparsa in parziale recupero negli ultimi 2-3 anni. Altre perdite sono riferibili a *Cymodocea nodosa*, in aree di margine al Canale di S. Nicolò, su praterie poste a nord-ovest della nuova isola realizzata. Sempre all'interno della bocca di porto, sono scomparse le praterie a *Cymodocea nodosa* che si trovavano parallelamente alla diga sud, in seguito alle modifiche strutturali apportate al molo foraneo ed ai fondali adiacenti; nelle aree più lontane alle opere del MOSE sono state definitivamente perdute le praterie miste, segnalate sino al 2010 presso Venezia (S. Elena), a causa della costruzione di una darsena.

Per quanto riguarda invece gli incrementi di areali, i più significativi, come detto, si sono avuti sui fondali retrostanti la nuova isola realizzata al centro del porto canale a supporto del sistema di paratoie. In quest'area appare elevata l'espansione delle praterie di *Cymodocea nodosa* sui fondali a maggiore profondità e direttamente marinizzati (+24,8 ha rispetto al 2003, complessivamente tra praterie pure e miste, e ben +43,9 ha per la sola tipologia pura). Molto importanti sono anche gli incrementi di *Nanozostera noltii* che, dopo circa un decennio, ha superato l'estensione registrata nella fase *ante operam* (+1,9 ha nel complesso tra praterie pure e miste e +25,5 ha nella tipologia pura) ripopolando parte delle aree a minore battente, dove era presente nella mappatura del 1990 ma assente in quelle del 2002-2004. Per *Zostera marina*, gli incrementi di areale sono al momento molto limitati (+0,5 ha) ma importanti per il significato ecologico

e per il contributo che può dare in sinergia con le altre due specie alla conservazione dell'habitat prioritario 1150*, all'habitat di specie e alla comunità bentonica.

Analizzando le dinamiche delle praterie in relazione alle differenti aree di possibile impatto (impronta delle opere, aree di cantiere, aree esterne alle opere/cantieri), si rileva che nelle aree di competenza delle opere si è avuta, negli anni, la scomparsa di 0,8 ha, mentre nelle aree dei cantieri per lo svolgimento dei lavori si è passati da 4,8 ha in fase *ante operam* a 0,6 ha dopo un decennio. La perdita complessiva in queste due aree, pari a 5,0 ha, ha riguardato praterie a *C. nodosa* poste sui fondali profondi 3-4 m situate a ridosso del molo foraneo sud. Da sottolineare per importanza l'incremento delle praterie nelle aree esterne alle opere ed alle aree in concessione ai cantieri che da 69,1 ha del 2003 si sono estese sino a 120,5 ha del 2014; di particolare importanza è la tenuta di due estese praterie che si ritenevano particolarmente esposte ai possibili effetti delle opere, per vicinanza: quella a nord-ovest della nuova isola e quella lungo il tratto più lagunare della diga sud di Lido (tratto aeroporto Nicelli).

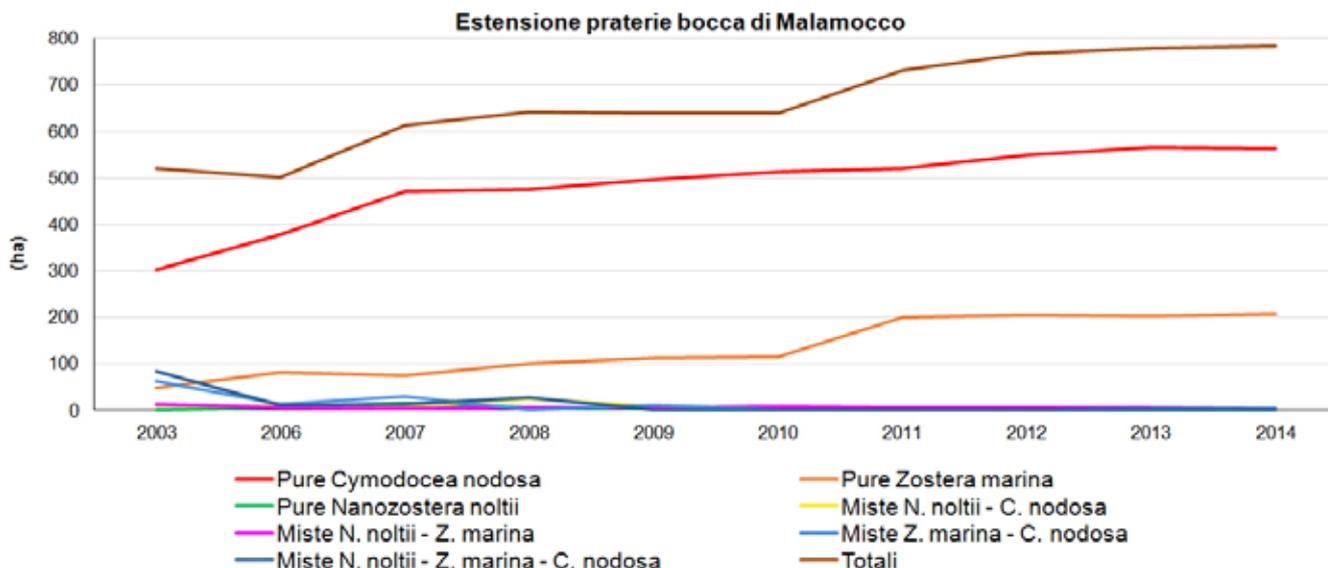
Mappatura delle praterie alla bocca di porto di Malamocco

Le praterie a fanerogame marine alla bocca di Malamocco (figura 1b), dopo circa un decennio di monitoraggio, hanno aumentato la loro estensione: nel 2003 erano stati rilevati areali pari 521,7 ha, mentre nel 2014 sono state mappate praterie per 783,2 ha, con un aumento di 261,5 ha (figura 9). L'incremento di estensione non è avvenuto con una progressione costante ma concentrata specialmente in due periodi: nel 2007, con un aumento principalmente di *Cymodocea nodosa*, e nel 2011, con un incremento sensibile di *Zostera marina*.

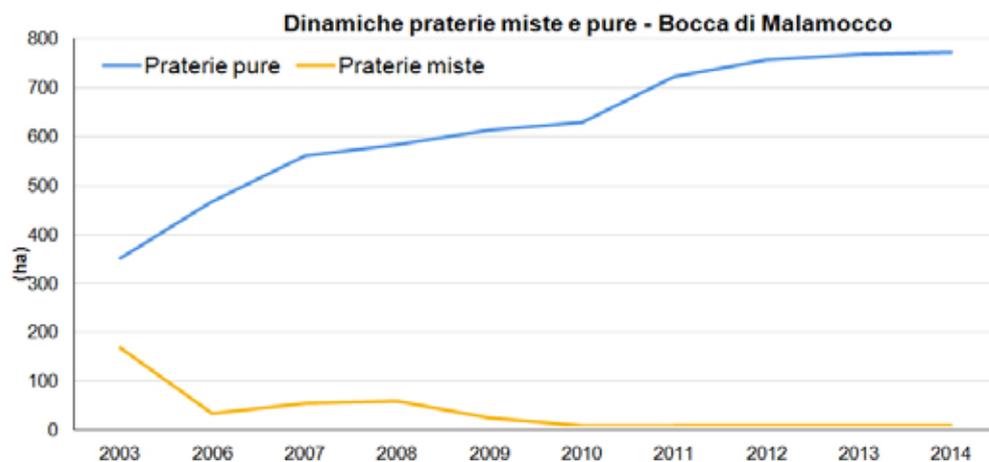
Anche a Malamocco, come a Lido, le praterie un tempo miste, formate da due o tre specie con una specie sempre dominante, si sono progressivamente ridotte trasformandosi, in gran parte, in praterie pure per il prevalere della specie principale (figura 10).

L'analisi per tipologia evidenzia che le praterie pure sono variate da 352,2 ha nel 2003 a 774,1 ha nel 2014: sono aumentate in modo significativo le coperture a *Cymodocea nodosa* (da 302,5 ha del 2003 a 564,4 ha del 2014) e quelle di *Zostera marina* (da 49,0 ha del 2003 a 207,7 ha del 2014). Le praterie pure di *Nanozostera noltii* hanno mostrato, nei primi anni del monitoraggio, tendenze espansive, per poi regredire gradualmen-

9. Bocca di porto di Malamocco: variazioni delle estensioni delle diverse tipologie di praterie tra il 2003 e il 2014. Nel 2004 e nel 2005 non sono stati eseguiti rilievi.



10. Bocca di porto di Malamocco: estensione delle coperture a praterie pure e miste. Nel 2004 e nel 2005 non sono stati eseguiti rilievi.

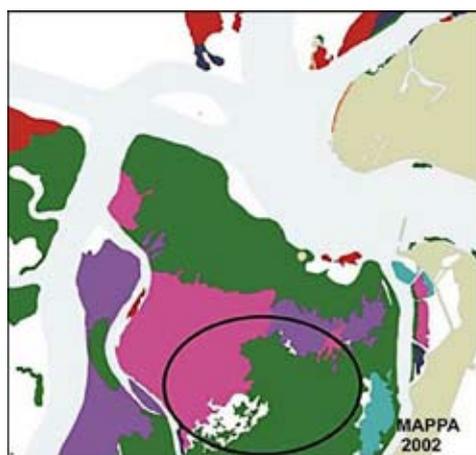


te sino ai livelli del controllo *ante operam* (incremento finale di +1,5 ha). Considerando che l'incremento delle praterie pure è solo parzialmente dovuto dalla regressione di quelle miste, divenute monospecifiche, ne deriva che l'espansione delle fanerogame, osservata nel decennio nella bocca di porto, è il risultato della colonizzazione di fondali prima avegetati.

Le coperture miste avevano già perduto oltre il 70-80% delle estensioni già nei primi anni del monitoraggio, attestandosi, nel 2012-2014, attorno a 9-10 ha. In pratica, le praterie miste a *Z. marina*-*C. nodosa* e miste delle tre specie (con *Nanozostera noltii* sempre minoritaria) hanno assunto una tipologia pura a *Zostera* o a *Cymodocea*.

Specie, copertura

- *Cymodocea nodosa*, classe IV
- *Cymodocea nodosa*, classe III
- *Cymodocea nodosa*, classe II
- *Cymodocea nodosa*, classe I
- *Zostera marina*, classe IV
- *Zostera marina*, classe III
- *Zostera marina*, classe II
- *Zostera marina*, classe I
- *Nanozostera noltii*, classe IV
- *Nanozostera noltii*, classe III
- *Nanozostera noltii*, classe II
- *Nanozostera noltii*, classe I
- *N. noltii* - *Z. marina*
- *Z. marina* - *C. nodosa*
- *N. noltii* - *C. nodosa*
- *N. noltii* - *Z. marina* - *C. nodosa*
- Configurazione delle opere al termine dei lavori
- Aree in consegna



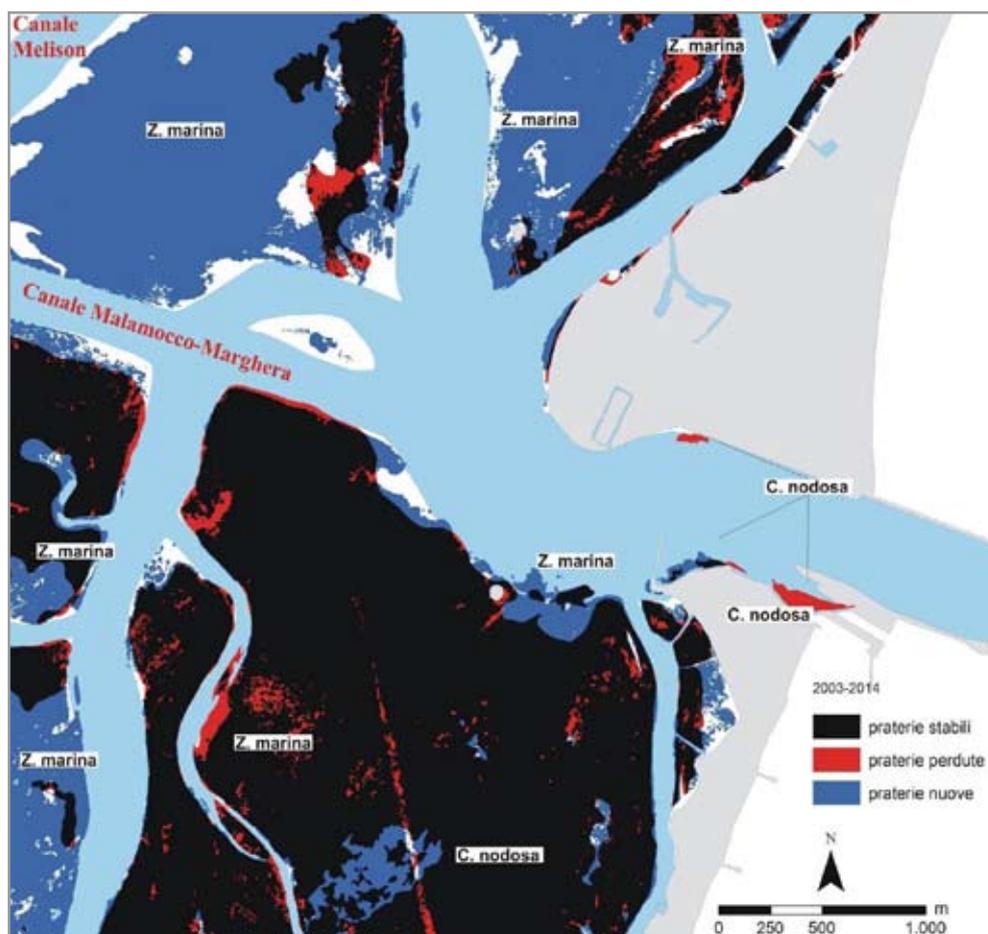
11. Esempio delle dinamiche delle praterie in corrispondenza dell'area interessata allo scavo eseguito nel 2004.

Per comprendere le dinamiche distributive in questa bocca di porto è necessario ricordare che, a seguito di un esteso scavo avvenuto nel 2004 per l'interconnessione tra i sistemi acquedottistici di Venezia e Chioggia, si è verificata una perdita di fanerogame (figura 11) per effetti indiretti e diretti in un'area più estesa di quella dello scavo. Dopo i lavori è iniziata la fase di ricolonizzazione segnata dal prevalere di *Cymodocea nodosa* sulle altre specie, per la sua migliore strategia e rapidità di colonizzare nuovi substrati (elevata resilienza e dispersione affidata alla riproduzione gamica e vegetativa).

In altri settori della bocca, rispetto alla mappatura del 2003, si sono verificate espansioni di *Zostera marina*, specie più sensibile: estese praterie si sono formate a nord della bocca di porto, su fondali a batimetrie superiori a 1,5-3,0 m, e nel settore sud-ovest della bocca, su fondali che dal canale (3 m) degradano verso il bassofondo (1 m). Nelle settore centro-sud della bocca le dinamiche progressive o regressive sono poco evidenti e più sfumate essendo i fondali colonizzati prevalentemente da *Cymodocea nodosa*, specie più delle altre resistente, tollerante e a crescita rapida.

La figura 12, che riassume le dinamiche delle fanerogame marine dal 2003, evidenzia bene come il bilancio tra nuove colonizzazioni e perdite sia nettamente a favore delle prime.

La disamina delle aree sottoposte a diverso impatto (impronta delle opere, aree di cantiere, aree esterne a opere/cantieri) evidenzia che già dal primo anno del monitoraggio nelle aree delle opere e in quelle in concessione ai cantieri la perdita di praterie era significativa: dei 3,0 ha erano rimasti 0,5 ha nel 2006. Negli anni successivi le perdite di areali in questi due settori sono state limitate e tuttora nella zona persistono praterie per 0,3 ha.



12. Bocca di porto di Malamocco: variazioni delle coperture a fanerogame marine tra il 2003 e il 2014.

A fronte di queste prevedibili perdite, nell'area esterna alle opere ed ai cantieri si è invece verificata una significativa espansione e ciò appare importante considerando che qui sono presenti oltre il 99% delle praterie della bocca di porto.

Mappatura delle praterie alla bocca di porto di Chioggia

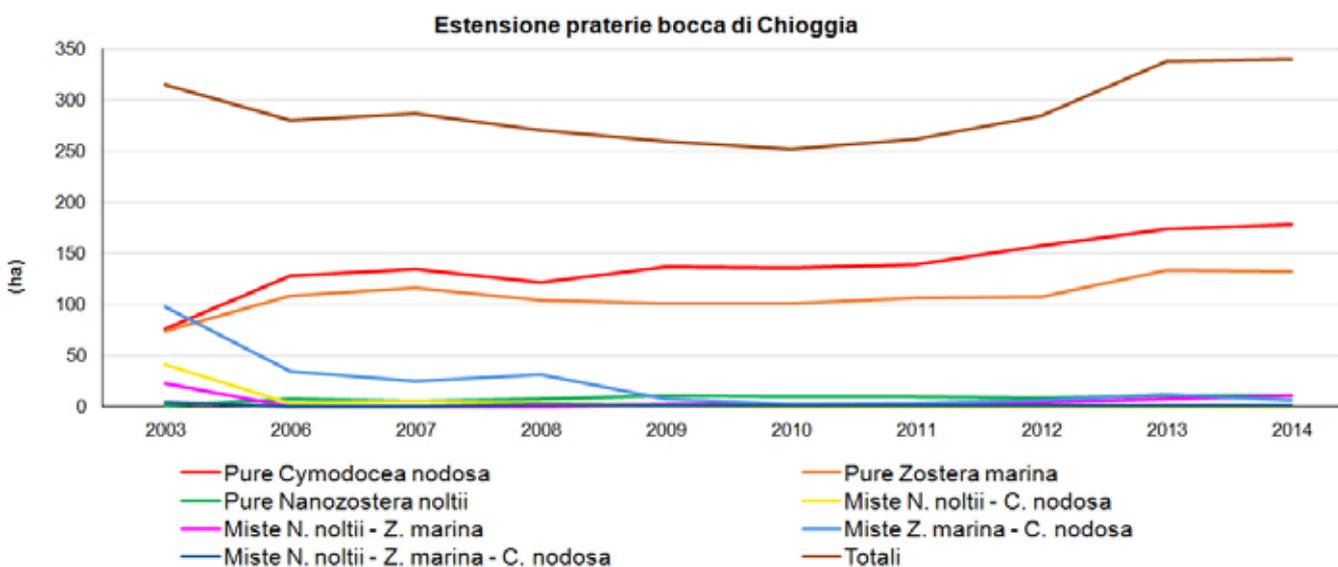
Le dinamiche delle praterie a questa bocca risultano più complesse rispetto alle altre due bocche, per la presenza di estese aree utilizzate per la coltivazione delle vongole (figura 1c); tali aree, negli anni, sono variate in estensione e posizione, ed hanno modificato il proprio regime di attività. Tenuto conto dell'elevata pressione antropica esistente, le variazioni di estensione delle praterie alla bocca di Chioggia dal 2003 al 2014 registrano comunque un bilancio positivo, variando da 314,6 ha della fase *ante operam* a 339,6 ha del 2014 (+25,0 ha, figura 13).

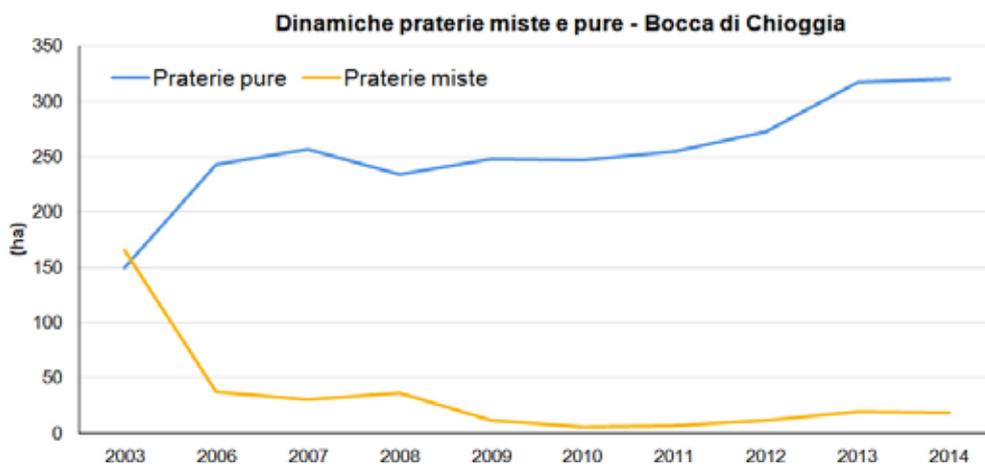
Successivamente al 2003 si è verificata una riduzione dell'estensione delle praterie in tutta la bocca di porto che ha interessato indistintamente le tre specie e le diverse tipologie (pura e mista), essendo variate da 315 ha nel 2003 a 280 ha nel 2006. Negli anni successivi, pur con un trend non regolare segnato da incrementi e riduzioni, le praterie si sono progressivamente estese, soprattutto a partire dal 2010 quando da 252,2 ha (valore più basso raggiunto nel corso del monitoraggio) si sono espanse agli attuali 339,6 ha.

Anche alla bocca di Chioggia è stata osservata una regressione delle praterie miste a favore di quelle pure (figura 14). A Chioggia, peraltro, la trasformazione era molto marcata sin dal primo monitoraggio del 2006.

Analizzando le praterie per tipologia, si evidenzia che le praterie pure hanno raddoppiato la loro estensione passando da 149,5 ha nel 2003 a 320,9 ha nel 2014. Sono aumentate soprattutto le praterie a *Cymodocea nodosa*, con un incremento attorno al 150% e a *Zostera marina*, con un incremento dell'80%. Limitato per estensione ma importante ecologicamente risulta l'incremento delle praterie pure a *Nanozostera noltii*. Sin dal primo controllo, nel 2006, è stata osservata una maggior copertura ma poi l'estensione è rimasta più o meno stabili negli anni (10-11 ha). Gli incrementi di areale osservati per le praterie pure derivano, per circa l'85%, dalla trasformazione di quelle miste in pure e, per una quota di circa il 15%, da nuove colonizzazioni avvenute soprattutto nelle aree in concessione che sono state, in parte o totalmente, dismesse.

13. Bocca di porto di Chioggia: variazioni delle estensioni delle diverse tipologie di praterie tra il 2003 e il 2014. Nel 2004 e nel 2005 non sono stati eseguiti rilievi.





14. Bocca di porto di Chioggia: estensione delle coperture a praterie pure e miste. Nel 2004 e nel 2005 non sono stati eseguiti rilievi.

A fronte dell'incremento delle praterie pure, le praterie miste sono progressivamente regredite scendendo dai 165,1 ha del 2003 ai 18,7 ha del 2014. La riduzione non è stata graduale ma evidente sin dal primo monitoraggio del 2006 (-128,1 ha). Negli anni successivi l'andamento ha seguito riduzioni ed espansioni che non hanno determinato mai una vera inversione di tendenza. Le più evidenti trasformazioni avvenute negli anni del monitoraggio hanno interessato le praterie miste a *Z. marina*-*C. nodosa* variate dall'*ante operam* da 98,8 ha a 6,7 ha del 2014 e quelle miste a *N. noltii*-*C. nodosa* che da 40,7 ha dell'*ante operam* sono scomparse; in entrambi i casi le praterie miste si sono trasformate in praterie pure a *Cymodocea nodosa*.

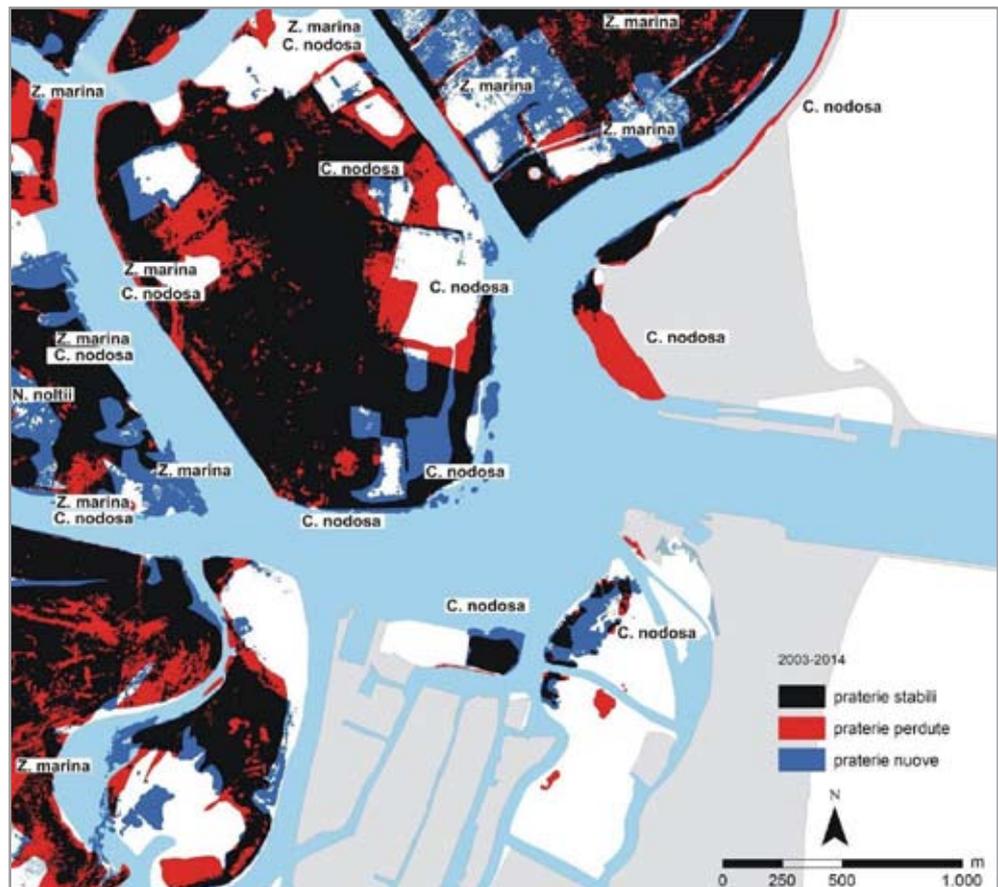
Il confronto cartografico tra il 2003 e il 2014 evidenzia che le perdite o le espansioni delle praterie sono spesso localizzate in prossimità delle aree di allevamento delle vongole, nei settori centro nord della bocca di porto (figura 15). Nel corso degli anni, l'utilizzo effettivo di questi settori di laguna per l'allevamento dei molluschi non è sempre stato regolare. Le aree in concessione sono variate, o a volte non sono state utilizzate, determinando l'alternanza di fasi di regressione e di colonizzazione da parte delle fanerogame. Nelle concessioni ancora attive a volte si notano perdite di aree a fanerogame oltre i limiti assegnati, mentre in quelle totalmente o parzialmente dismesse è evidente, negli anni, la progressiva ricolonizzazione dei fondali.

Il settore sud dell'area di bocca, ad ovest di Chioggia, poco o nulla interessato da allevamenti di vongole, appare caratterizzato da perdite di fanerogame, soprattutto di *Zostera marina*. Quest'area, negli anni ha spesso subito delle variazioni negli areali delle praterie perché soggetta a proliferazioni algali del genere *Ulva*; l'eccessiva presenza delle macroalghe all'interno delle praterie può causare infatti eventi anossici con conseguenti fluttuazioni periodiche delle fanerogame più sensibili, in particolare *Zostera marina*.

La perdita di circa 4-5 ha di *Cymodocea nodosa* su fondali profondi 2-3 m all'entrata nord della bocca di porto, lungo la conterminazione lagunare di Ca' Roman, è invece riconducibile alle opere del MOSE.

Analizzando le variazioni nel decennio per le tre aree di possibile impatto alla bocca di porto (opere, cantieri ed esternamente ad opere/cantieri) si rileva, rispetto alla fase *ante operam*, una perdita di circa 2,6 ha nelle aree di competenza delle opere e di 2,7 ha nelle aree di competenza dei cantieri. Per ambedue le aree le variazioni riguardano le praterie a *Cymodocea nodosa* situate ad ovest di Ca' Roman, su un fondale di 2-3 m, e sulle quali sono state realizzate opere fisse o transitorie. Al contrario, nelle aree esterne alle opere e ai cantieri, il monitoraggio decennale ha evidenziato un incremento complessivo di 30,7 ha.

15. Bocca di porto di Chioggia: variazioni delle coperture a fanerogame marine tra il 2003 e il 2014.



Modelli di distribuzione dell'habitat per le praterie di fanerogame marine

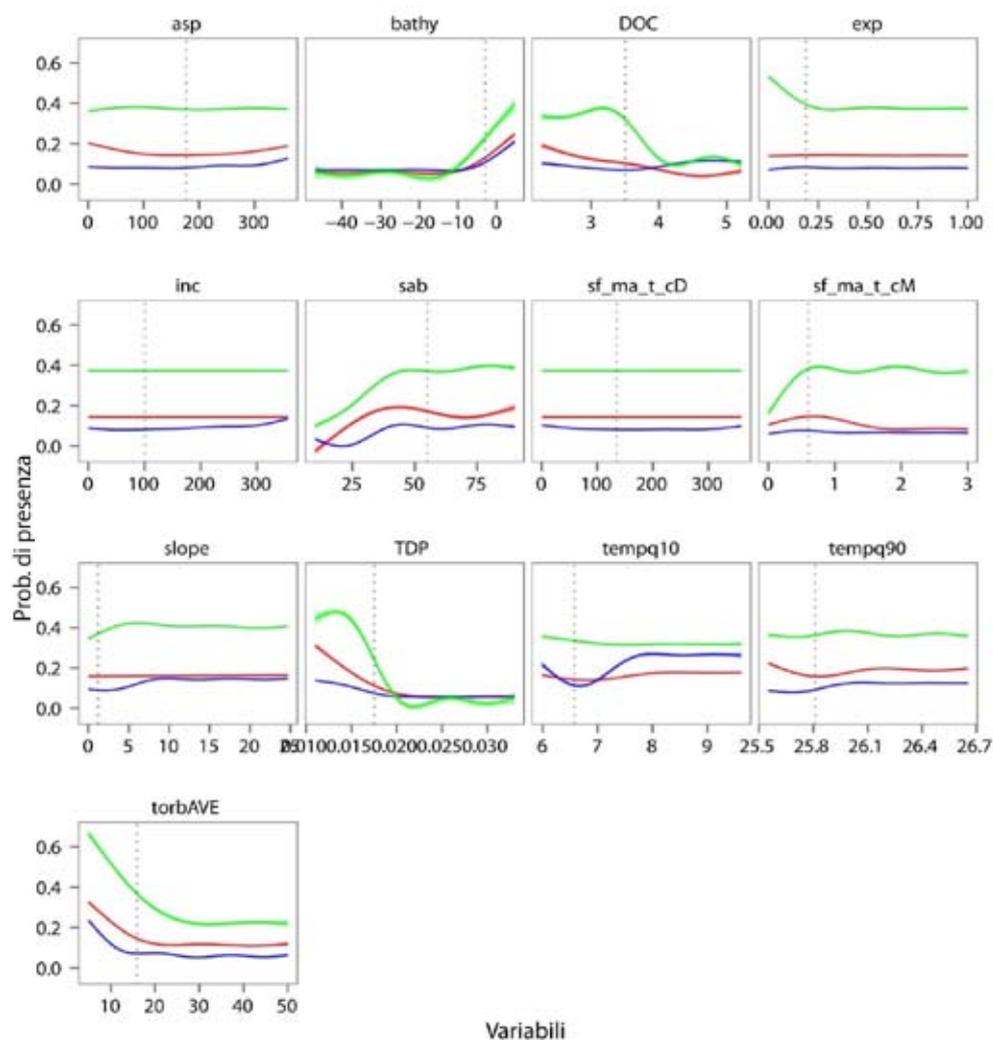
La procedura di selezione dei modelli ha portato allo sviluppo di modelli con caratteristiche parzialmente diverse per le tre specie (*Z. marina*, *N. noltii* e *C. nodosa*). Infatti non tutte le variabili sono incluse nei modelli per le diverse specie. Si può, ad esempio notare che l'incidenza e lo sforzo tangenziale non sono state selezionate nei modelli di *Z. marina* e *C. nodosa*: come conseguenza la probabilità stimata di osservare queste specie non varia al variare di queste due variabili (figura 16).

Le statistiche selezionate per valutare i modelli indicano che questi hanno un'elevata capacità di predizione. Infatti, i modelli per le tre specie sono caratterizzati da un'elevata capacità di discriminazione tra siti idonei e non idonei sulla base della probabilità di presenza (tabella 5), e la percentuale di osservazioni correttamente classificate è compresa tra l'89% (*Z. marina* e *N. noltii*) e il 94% (*C. nodosa*). I modelli sviluppati per *Z. marina* e *N. noltii* sembrano sovrastimare le presenze all'interno del bacino lagunare, dal momento che hanno capacità molto elevate di prevedere correttamente una presenza (*sensitivity*; tabella 2), ma sono caratterizzati da un più alto tasso di errore per quanto riguarda le assenze (la *specificity* è più bassa; tabella 2). Per il modello di *C. nodosa* le variabili più importanti sono la batimetria e il fosforo totale disciolto, seguite dalla granulometria e dallo sforzo al fondo (figura 16). Batimetria, granulometria, temperatura minima, carbonio organico disciolto, torbidità, fosforo disciolto e temperatura massima rappresentano un gruppo di fattori ad elevato peso nello spiegarne la distribuzione spaziale di *N. noltii*. *Zostera marina*, invece, è influenzata soprattutto da granulometria, sforzo al fondo, batimetria, fosforo disciolto e carbonio organico disciolto. Cercando

di sintetizzare le informazioni, quindi, si può dire che nel complesso la profondità, il livello di confinamento (caratterizzato da un arricchimento di carbonio organico e fosforo), la granulometria e in parte i fattori idrodinamici sono le caratteristiche più importanti per spiegare la distribuzione delle tre specie. Inoltre *N. noltii* è influenzata in maniera piuttosto forte anche da fattori climatici e dalla torbidità.

Le fanerogame risultano associate a fondali non troppo profondi, con una tessitura del sedimento non troppo fine (*C. nodosa* sembra essere la specie che maggiormente beneficia di un aumento del tenore di sabbia nel sedimento), una bassa torbidità dell'acqua e basso contenuto di nutrienti e sostanza organica (*C. nodosa* beneficia di un aumento della trasparenza e di una diminuzione dello stato trofico delle acque). *Z. marina* risulta essere avvantaggiata da un moderato livello di energia della corrente, per poi essere svantaggiata ad un ulteriore aumento dello sforzo esercitato dal moto idrodinamico. Al contrario, *C. nodosa* sembra essere più marcatamente favorita da acque caratterizzate da un vivace regime idrodinamico.

Le mappe presentate dalla figura 17 presentano la stima delle distribuzioni nelle tre bocche di porto complessive per le tre specie di fanerogame marine, per la situazione antecedente alla realizzazione delle opere e per quella corrispondente all'attuale configurazione morfologica delle bocche. In generale le aree prossime alle bocche di Chioggia e Malamocco risultano in larga parte idonee alla presenza di fanerogame marine sia nel 2004 che nel 2010, mentre nella zona di Lido solamente alcune aree prossime ai principali canali di navigazione presentano condizioni di elevata idoneità.



16. Forma media delle variabili di risposta al variare delle variabili ambientali per i modelli di *C. nodosa* (verde); *N. noltii* (blu); *Z. marina* (rosso). Exp: esposizione all'aria; sab: percentuale di sabbia nel sedimento superficiale; TDP: fosforo totale disciolto; slope: pendenza; bathy: batimetria; tempq10: temperatura minima (10° percentile); tempq90: temperatura massima (90° percentile); DOC: carbonio organico disciolto; sf_ma_t_cM: sforzo massimo ciclo completo di marea (flusso e deflusso quadratura + sizigia); sf_ma_t_cD: direzione associata allo sforzo massimo ciclo completo di marea (flusso e deflusso quadratura + sizigia); asp: aspetto (orientamento degli elementi); inc: incidenza (angolo formato dall'aspetto e direzione dello sforzo massimo).

Tabella 5. Statistiche utilizzate per valutare l'accuratezza dei modelli sviluppati rispetto al dataset di validazione (PCC: percentuale di osservazioni correttamente classificate; sensitivity: percentuale di presenze correttamente classificate; specificity: percentuale di assenze correttamente classificate; AUC: area sottesa dalla curva ROC-rappresenta la probabilità che ad una presenza sia attribuita una probabilità di presenza superiore che ad un'assenza).

Modello	PCC	sensitivity	specificity	AUC
<i>Z. marina</i>	0.89	0.96	0.89	0.98
<i>N. nolii</i>	0.89	0.97	0.89	0.98
<i>C. nodosa</i>	0.94	0.98	0.94	0.99

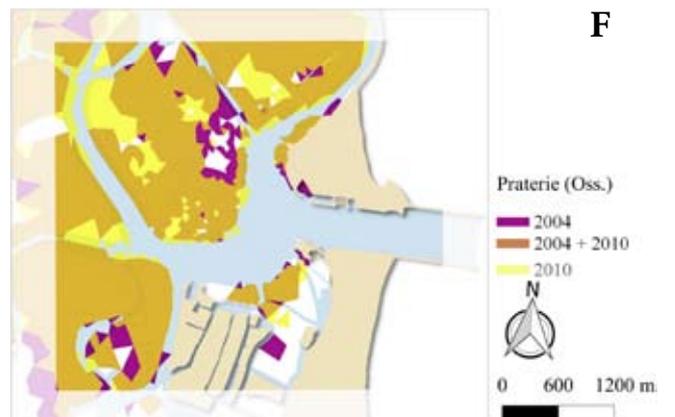
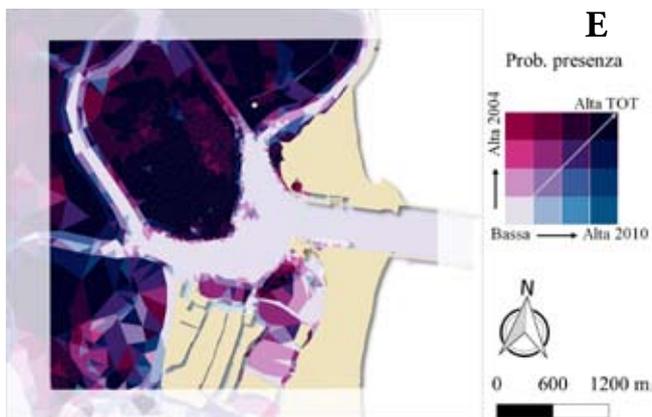
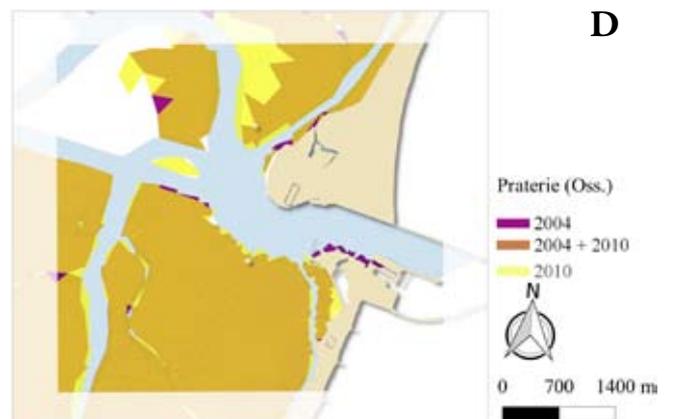
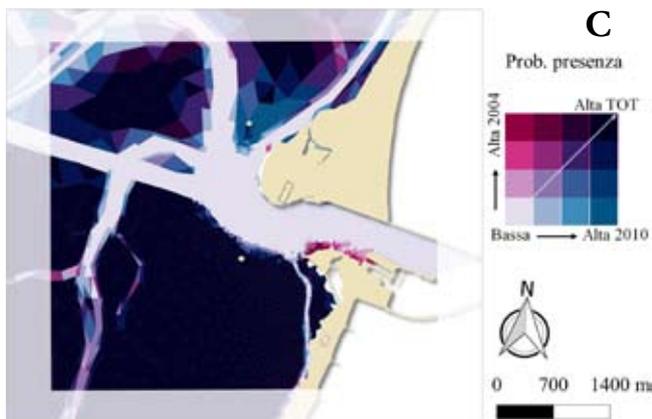
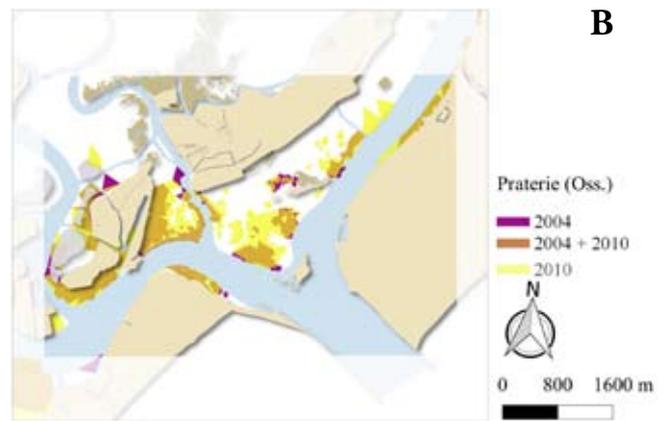
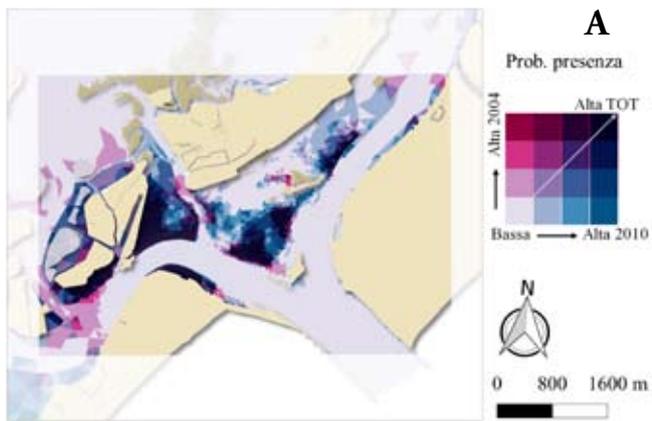
La bocca di porto del Lido che, per caratteristiche generali e conformazione, presenta nel complesso una quantità minore (in termini di area) di zone vocate a praterie, sembra invece essere associata ad un più spiccato miglioramento delle condizioni ambientali nei confronti delle fanerogame marine. Infatti, le zone davanti all'isola di S. Andrea, quelle a ridosso dell'isola artificiale, nell'area del Bacan e nella piana lungo il canale di Treporti fanno registrare un aumento dell'idoneità ambientale per le fanerogame.

Altre aree della bocca di porto di Malamocco, come quella delimitata dal canale Melison e dal canale Malamocco-Marghera, a nord-ovest della bocca, presentano condizioni di elevata vocazionalità per le fanerogame, ma non risultano interamente occupate da praterie. Anche in questo caso, la spiegazione potrebbe essere in parte fornita da pressioni antropiche che non hanno effetti diretti sulle variabili ambientali considerate, ma è interessante sottolineare che l'estensione di praterie che occupano quest'area è aumentata negli anni immediatamente successivi al 2010 (figura 9).

Anche le aree della bocca di Chioggia non interessate dalla presenza di fanerogame marine (figura 15) sembrano presentare condizioni idonee. Pur tenendo conto della possibile incertezza associata alle predizioni del modello, alcune di queste aree sono associate a zone in concessione per l'allevamento delle vongole. Questo significa che le condizioni ambientali incluse nei modelli non sono in grado di descrivere lo stress e l'impatto esercitato sulle fanerogame marine. In generale, però, le condizioni sono buone e quindi la cessazione della situazione di stress (ad esempio per abbandono della zona in concessione) potrebbe riportare ad una colonizzazione dell'area, come già testimoniato per alcune delle aree (figura 15).

Le informazioni pregresse disponibili per la laguna di Venezia hanno permesso di calibrare modelli di distribuzione per *C. nodosa*, *N. nolii* e *Z. marina*, sfruttando la base conoscitiva costruita in questi anni di monitoraggio nell'intero bacino e nelle aree di bocca. I modelli risultano avere buone capacità predittive e capacità di ricostruire la dinamica di occupazione dei fondali lagunari, anche se è stato dimostrato un certo livello di incertezza nelle informazioni usate per caratterizzare le condizioni ambientali. Questa incertezza è legata soprattutto ai dati di batimetria, ritenuti fondamentali per descrivere e spiegare le distribuzioni delle praterie, e caratterizzata da un basso livello di confidenza, soprattutto nelle zone di transizione tra canale e bassofondo. Infatti, la mancanza di un aggiornamento dell'informazione sulla profondità delle aree al margine dei canali portuali ostacola la perfetta interpretazione delle dinamiche spazio-temporali registrate in alcune aree delle bocche di porto negli anni di monitoraggio.

Gli strumenti messi a punto in questa attività, quindi, oltre a fornire spunti sul ruolo dei cambiamenti di condizioni ambientali sulle dinamiche spaziali di colonizzazione delle fanerogame marine in laguna di Venezia, rappresentano una risorsa che può essere impiegata per supportare decisioni gestionali che coinvolgono gli habitat a fanerogame marine. Tra le possibili applicazioni si possono citare la ricerca di aree idonee per effettuare eventuali trapianti programmati (ad esempio estendendo l'applicazione dei modelli al di fuori delle zone di bocca di porto) o l'esplorazione di diversi scenari di gestione o di intervento, in modo da contribuire all'inclusione dei potenziali effetti sull'habitat delle fanerogame marine tra gli elementi da considerare all'interno dei processi decisionali.



16. Confronto tra predizioni per il 2004 e il 2010 in termini di probabilità di presenza (A) e presenza/assenza (B) di praterie a Lido; probabilità di presenza (C) e presenza/assenza di praterie (D) Malamocco; probabilità di presenza (E) e presenza/assenza di praterie (F) a Chioggia.

Considerazioni finali

Il monitoraggio decennale condotto durante la realizzazione del MOSE alle tre bocche di porto evidenzia un quadro di complessiva stabilità delle praterie a fanerogame marine rispetto alla fase *ante operam* (2003), con solo alcuni descrittori, in particolare quelli relativi all'epifitismo, che richiedono attenzione, anche se non è mai stata evidenziata alcuna specifica relazione di causa-effetto con le opere in realizzazione.

L'analisi dei parametri fenologici e dell'epifitismo, così come la valutazione delle dinamiche di distribuzione delle tre rizofite, hanno sempre dovuto considerare che le aree oggetto del monitoraggio sono sottoposte, oltre che al possibile impatto derivante dalla realizzazione delle opere mobili, anche ad una serie di impatti antropici (es. dragaggi, realizzazione di nuove darsene, fruizione ricreativa, attività alieutiche). Non va poi trascurata la difficoltà di separare gli effetti sulle comunità dovuti agli stress antropici o dovuti ai processi evolutivi naturali; questa difficoltà è tanto maggior quanto più l'ambiente è naturalmente variabile, come nel caso di estuari e lagune.

Valori di attenzione, poiché al di sotto della soglia di riferimento, sono stati registrati in modo più o meno evidente per alcuni indicatori fenologici (in particolare lunghezza delle foglie e lunghezza della ligula) e per i parametri relativi all'epifitismo. Va però anche precisato che per altri parametri sono stati registrati frequentemente valori superiori ai range attesi, con un significato ecologico di stabilità e/o tendenzialmente positivo.

Una maggiore cautela richiede l'analisi della riduzione osservata nella comunità epifita rispetto alla fase *ante operam*, soprattutto a Malamocco e Chioggia e, solo nei primi anni di monitoraggio, a Lido. Mentre nella bocca di porto di Lido l'attenzione per questo parametro è ormai in gran parte rientrata poiché i valori dei parametri sono nella norma o anche superiori ai range, nelle praterie delle bocche di porto di Malamocco e di Chioggia le differenze inerenti la componente epifita rispetto al 2003 appaiono più evidenti, interessando i parametri relativi sia alle abbondanze (ricoprimento e biomassa), sia alla biodiversità (numero di specie totale e medio per ciuffo).

Per spiegare tali difformità riscontrate in merito all'epifitismo fogliare sono state considerate la naturale variabilità delle dinamiche delle praterie e dei comparti ad esse connessi (epifitismo, catena trofica, disponibilità di nutrienti, ecc.), le attività antropiche (soprattutto a Lido e a Chioggia) e, per quanto attiene i possibili effetti delle opere in realizzazione, anche la torbidità e le variazioni idrodinamiche (velocità della corrente). Approfondimenti sulla dinamiche degli epifiti, che hanno tenuto conto di modelli matematici inerenti le variazioni della torbidità e della velocità delle correnti nelle tre bocche di porto rispetto alla fase *ante operam*, non hanno identificato, per questi parametri, le cause della variazioni osservate. Va precisato che la riduzione degli epifiti può essere vista, almeno in parte, anche come un vantaggio per le praterie, dal momento che favorisce lo svolgimento più efficiente della fotosintesi. Non è da escludere, infine, che la causa della riduzione degli epifiti possa essere legata alla generale riduzione di trofia del sistema lagunare.

Il monitoraggio della distribuzione delle praterie ha evidenziato, dopo circa un decennio, un trend positivo in tutte le bocche di porto. L'espansione delle praterie nelle tre bocche non è stata regolare e simile negli anni, ma contrassegnata da incrementi e regressioni e tempistiche diverse in relazione a diversi fattori locali: abbondanza delle singole specie, stato delle pressioni, livello di avanzamento ed ampiezza delle opere per bocca, molteplici attività antropiche che agiscono in laguna. Oltre a questi fattori in grado di modificare le dinamiche delle praterie devono poi essere associate ed interpretate le naturali evoluzioni che avvengono nel tempo nelle comunità biologiche e che si riflettono sulla presenza o meno e sull'abbondanza di alcune specie.

Nelle aree ritenute più critiche per la vicinanza ai cantieri le fanerogame hanno evidenziato un'elevata resilienza, adattandosi alle mutate condizioni e, quando possibile, espan-

dendosi, aumentando il grado di copertura o colonizzando fondali avegetati. Nel caso in cui, invece, siano state segnalate praterie diradate, anche in modo marcato, per l'allevamento delle vongole o l'esecuzione di opere di scavo, una volta terminato il fattore perturbativo si è assistito alla ricolonizzazione delle aree avegetate.

Come era ragionevole attendersi, le maggiori criticità per le praterie a fanerogame si sono avute nelle aree di sovrapposizione con le opere del MOSE ed i cantieri a seguito dell'occupazione fisica o per la vicinanza dei lavori. Complessivamente per le tre bocche di porto, la perdita di praterie, al momento in cui gran parte delle opere fisse sono state realizzate, è di circa 9,1 ha. Le praterie poste invece internamente alle bocche di porto hanno mostrato un incremento stimabile, al 2014, in circa 46 ha a Lido, 261 ha a Malamocco e di 25 ha a Chioggia, pur con regressioni e progressioni negli anni, spesso riconducibili anche a fattori non inerenti le opere in realizzazione.

Il nuovo assetto idrodinamico nella bocca di porto di Lido, significativamente modificato con la realizzazione dell'isola artificiale a supporto delle due serie di paratoie mobili, ha determinato, da un lato, condizioni favorevoli all'espansione di *Cymodocea nodosa* ed alla ricolonizzazione da parte di *Zostera marina* (mancante dall'area dai rilievi del 1990), dall'altro ha instaurato anche situazioni di criticità con erosione lungo un tratto di margine di prateria, in fregio al Canale di S. Nicolò.

Nelle tre bocche di porto, a fronte degli incrementi di copertura osservati al di fuori delle aree direttamente impattate dalle opere, le praterie perdute in quest'ultime appaiono comunque trascurabili; ad eccezione della forte riduzione dell'epifitismo la cui causa non è stata ancora accertata, inoltre, non è mai stata evidenziata alcuna specifica relazione di causa-effetto con le opere in realizzazione.

Va poi considerato l'effetto sulle variazioni di copertura dovuto ai normali mutamenti stagionali/annuali che possono interferire con l'espansione o la riduzione delle praterie; in particolare, basti pensare all'aumento della piovosità e quindi dell'apporto di nutrienti o a come la temperatura possa avere effetti negativi favorendo l'incremento e il veloce degrado di specie a rapido accrescimento come le Ulvaceae.

In accordo con le conclusioni dei progetti MOVECO 1 e MOVECO 2 (Piano di monitoraggio per la definizione dello Stato Ecologico della Laguna di Venezia, ai sensi della direttiva 2000/60/CE e del D. Lgs. 152/2006) si può affermare che le bocche di porto, come le aree lagunari più interne, mostrino un sensibile miglioramento delle condizioni ecologiche evidenziato proprio dalla ricolonizzazione delle fanerogame in aree dove erano scomparse.

Le informazioni rilevate nel decennio circa la distribuzione delle fanerogame marine e sulle variazioni fenologiche stagionali ed annuali delle singole specie sono di rilevante importanza per gli obiettivi dello Studio permettendo di separare, per quanto possibile, gli effetti dei lavori del MOSE dalle variazioni naturali che avvengono nel tempo nelle comunità bentoniche o da localizzati eventi antropici (es. attività alieutiche, scavi di canali) o meteorologici (es. anomale temperature estive o invernali).

Il confronto tra i dati del monitoraggio relativi alle tre bocche di porto e quelli relativi alla distribuzione delle fanerogame marine e sui trend a livello lagunare sono stati di fondamentale importanza poiché hanno permesso di comprendere le dinamiche complessive in atto ed inserire nel giusto contesto le variazioni osservate alle bocche di porto.

Il quadro delle informazioni, comprensivo anche di quanto prodotto da altre matrici (es. idrodinamica, torbidità, macrozoobenthos), ha permesso di comprendere le dinamiche evolutive ed inserire nel giusto contesto le variazioni osservate nelle praterie alle bocche di porto. Tali informazioni potranno essere la base scientifica e metodologica per la programmazione e lo svolgimento di futuri monitoraggi previsti nel quadro di interventi a livello lagunare.

Ringraziamenti

Si ringrazia Emiliano Checchin ed Andrea Pierini (SELC soc. coop.) per la collaborazione nel corso delle attività.

Gli autori ringraziano il personale di DICEA-UNIPD per gli approfondimenti relativi alla Modellazione matematica idro-morfodinamica delle praterie a fanerogame marine.

Bibliografia

Ahmad-Kamil E.I., Ramli R., Jaaman S.A., Bali J., Al-Obaidi J.R. (2013) The Effects of Water Parameters on Monthly Seagrass Percentage Cover in Lawas, East Malaysia. *The Scientific World Journal* Volume 2013, Article ID 892746, 8 pages. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/892746>.

Airoldi L., Cinelli F. (1997) Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a Mediterranean rocky shore. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 215: 269-288.

Araújo M.B., Guisan A. (2006) Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33, 1667-1688.

Arnold T., Mealey C., Leahey H., Miller A.W., Hall-Spencer J-M., Milazzo M., Maers K. (2012) Ocean Acidification and the Loss of Phenolic Substances in Marine Plants. *PLoS ONE*, 7, 4, 140–141, doi:10.1371/journal.pone.0035107.

ARPAV (2012) Piano di monitoraggio dei corpi idrici della laguna di Venezia finalizzato alla definizione dello stato ecologico, ai sensi della direttiva 2000/60/CE. Relazione Finale. pp. 118.

Balata D., Piazzini L., Pica D., Cinelli F. (2004) Influenza della sedimentazione su un popolamento coralligeno Mediterraneo. XIV Congresso della Società Italiana di Ecologia (4-6 Ottobre), Siena.

Balestri E., Benedetti-Cecchi L., Lardicci C. (2004) Variabilità in patterns of growth and morphology of *Posidonia oceanica* exposed to urban and industrial wastes: contrasts with two reference locations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308: 1–21.

Ballesteros E. (1987) Structure and dynamics of the leaf phytoepiphytes of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Tossa de Mar (Catalonia, Western Mediterranean). *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural* 54, 13-30.

Borum J., Duarte C.M., Krause-Jensen D., Greve T.M. (2004) European seagrasses: an introduction to monitoring and management. Publisher: The M&MS project. September: 2004. <http://www.seagrasses.org>

Breiman L. (2001) Statistical Modeling: The Two Cultures. *Statistical Science* 16: 199-215.

Buia M., Marzocchi M. (1995) Dinamica dei sistemi a *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Zostera noltii* nel Mediterraneo. *Giornale Botanico Italiano*, 129: 319-226.

Caniglia G., Borella S., Curiel D., Nascimbeni P., Paloschi A. F., Rismondo A., Scarton F., Tagliapietra D., Zanella L. (1992) Distribuzione delle fanerogame marine (*Zostera marina* L., *Zostera noltii* Hornem., *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch.) in laguna di Venezia. *Lavori-Società Veneziana di Scienze Naturali*, 17: 137-150.

Caniglia G., Borella S., Curiel D., Nascimbeni P., Paloschi A. F., Rismondo A., Scarton F., Tagliapietra D., Zanella L. (1990) Cartografia della distribuzione delle fanerogame

- marine nella laguna di Venezia. *Giornale Botanico Italiano*, 124: 212.
- Coffaro, G. and M. Bocci (1997) Resources competition between *Ulva rigida* and *Zostera marina*: a quantitative approach applied to the Lagoon of Venice. *Ecological Modelling* 102: 81-95.
- Curiel D., Bellato A., Rismondo A., Marzocchi M. (1996) Sexual reproduction of *Zostera noltii* Hornemann in the lagoon of Venice (Italy, North Adriatic). *Aquatic Botany*, 22: 313-318.
- Curiel D., Rismondo A., Bellemo G. (1999) Fioritura di *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in laguna di Venezia. *Lav. Soc. Ven. Sc. Nat.* 24: 133-134.
- Curiel D., Rismondo A., Scarton F., Marzocchi M. (1997) Flowering of *Zostera marina* in the lagoon of Venice (North Adriatic, Italy). *Bot. Mar.*, 40: 101-105.
- Curiel D., Checchin E., Miotti C., Pierini A., Rismondo A. (2014) Praterie a fanerogame marine della Laguna di Venezia-Aggiornamento cartografico al 2010 e confronto storico. *Lavori Soc. Ven. Sc. Nat.*, 39: 55-66.
- De Jonge V.N, De Jong D.J. (1992) Role of tide, light and fisheries in the decline of *Zostera marina* L. in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Institute for Sea Res. Publ. Ser.*, 20: 161-176.
- Dennison, W.C. (1987) Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. *Aquatic Botany*, 27: 15-26.
- Donnarumma L., Lombardi C., Cocito S., Gambi M.C. (2014) Settlement pattern of *Posidonia oceanica* epibionts along a gradient of ocean acidification: an approach with mimics. *Mediterranean Marine Science*, Doi: 10.12681/mms.677
- Drew E.A. (1978) Factors affecting photosynthesis and its seasonal variation in the seagrasses *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers, and *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 31: 173-194.
- Duarte C.M. (1991) Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40: 363-377.
- Duffy J.E., Richardson J.P., Canuel E.A. (2003) Grazer diversity effects on ecosystem functioning in seagrass beds. *Ecol. Lett.*, 6: 637-645.
- Elith J., Graham C.H., 2009. Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66-77.
- Fabbri F., Espino F., Herrera R., Moro L., Haroun R., Riera R., González-Henriquez N., Bergasa O., Monterroso O., Ruiz de la Rosa M., Tuya F. (2015) Trends of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Magnoliophyta) in the Canary Islands: population changes in the last two decades. *Sci. Mar.*, 79(1): 7-13. doi: <http://dx.doi.org/10.3989/>
- Facca C., Pellegrino N., Ceoldo S., Tibaldo M., Sfriso A. (2011) Trophic Conditions in the Waters of the Venice Lagoon (Northern Adriatic Sea, Italy). *The Open Oceanography Journal*. Vol. 5: 1-13.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J. (1987) Effects of current on photosynthesis and distribution of seagrasses. *Aquatic Botany*, 27: 59-78.
- Franklin J. (2009) *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge, UK, Cambridge Univ. Press.
- Gambi M.C., Dappiano M. (2003) *Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo*. SIBM., vol. 10 (suppl.), pp 638.
- García-Marín P., Cabaço S., Hernández I, Vergara J.J., Silva J., Santos R. (2013) Multi-metric index based on the seagrass *Zostera noltii* (ZoNI) for ecological quality assessment of coastal and estuarine systems in SW Iberian Peninsula. *Marine Pollution Bul-*

letin, 68: 46–54.

Garzon M.B., Blazek R., Neteler M., Dios R.S., Ollero H.S., Furlanello C. (2006) Predicting habitat suitability with machine learning models: The potential area of *Pinus sylvestris* L. in the Iberian Peninsula. *Ecological modelling*, 197: 383-393.

Granhag L.M., Larsson A.I., Jonsson P.R. (2007) Algal spore settlement and germling removal as a function of flow speed. *Marine Ecology Progress Series*, 344: 63-69.

Guidetti P., Lorenti M., Buia M.C., Mazzella L. (2002) Temporal dynamics and biomass partitioning in three Adriatic seagrass species: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*. *Marine Ecology*, 23: 51-67.

Guisan A., Thuiller W. (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters*, 8: 993-1009.

Guisan A., Zimmermann N. E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology *Ecological modelling*, 135: 147-186.

Hiemstra P.H., Pebesma E.J., Twenhofel C.J.W., Heuvelink G.B.M. (2009) Real-time automatic interpolation of ambient gamma dose rates from the Dutch Radioactivity Monitoring Network. *Computers & Geosciences* 35: 1711–1721

Ibarra-Obando S.E., Kenneth L. H.Jr., Spitzer P.M. (2004) Effects of simultaneous changes in light, nutrients, and herbivory levels, on the structure and function of a subtropical turtlegrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 301: 193–224.

Irving A.D., Connell S.D. (2002a) Interactive effects of sedimentation and microtopography on the abundance of subtidal turf-forming algae. *Phycologia*, 41: 517-522.

Irving A.D., Connell S.D. (2002b) Sedimentation and light penetration interact to maintain heterogeneity of subtidal habitat: algal versus invertebrate dominated assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 245: 83-91.

Koch E.W. (2001) Beyond light: physical, geological and geochemical parameters as possible submerged aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24: 1-17.

Kroeker K.J., Gambi M.C., Micheli F. (2013) Community dynamics and ecosystem simplification in a high-CO₂ ocean. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1216464110.

Larkum A. W. D., Orth R. J., Duarte C. M. (2006) *Seagrasses: biology, ecology, and conservation*. Springer Ed. pp 691.

Lavery P.S., Reid T., Hyndes G.A., van Elven B.R. (2007) Effect of leaf movement on epiphytic algal biomass of seagrass leaves. *Marine Ecology Progress Series*, 338: 97-106.

Littler M. M., Littler D.S. (1980) The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form model. *The American Naturalist*, 116: 25-44.

Luchetta A., Cantoni C., Catalano G. (2010) New observations of CO₂-induced acidification in the northern Adriatic Sea over the last quarter century. *Chemistry and Ecology*, 26: 1-17.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia)-SELC (2002) Monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare (MELa2)-2° stralcio triennale. Linea A: "Rilievo delle fanerogame marine in laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe". Rapporto sullo stato delle conoscenze. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia)-SELC (2003) Studio B.6.78/I-Attivi-

tà di monitoraggio alle bocche di porto-controllo delle comunità biologiche lagunari e marine. Mappatura di dettaglio delle fanerogame marine nell'area delle bocche di porto. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia)-SELC (2004) Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia, Esecutivo del 2° stralcio triennale (2002-2005) MELa 2, Attività A Rilievo delle fanerogame marine in Laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe. Resocontazione finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia)-SELC (2005) Studio B.12.3/III. La funzionalità dell'ambiente lagunare attraverso rilievi delle risorse alieutiche, dell'avifauna e dell'ittiofauna. Erodibilità del fondale e fattori di disturbo: Rilievi dell'erodibilità del fondale. Rapporto intermedio. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia)-SELC (2005a) Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia. Esecutivo del 2° stralcio triennale (MELa2). Rilievo delle fanerogame marine in laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe. Attività A-Resocontazione finale della distribuzione della vegetazione acquatica sommersa (fanerogame marine e macroalghe) in laguna di Venezia (2002-2003-2004). Rapporto finale. I anno. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia)-SELC (2005b) Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia. Esecutivo del 2° stralcio triennale (MELa2). Rilievo delle fanerogame marine in laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe. Rapporto finale delle attività di misura periodica delle caratteristiche fenologiche e dei parametri di crescita delle fanerogame marine. Rapporto finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia)-Thetis (2005) Programma generale delle attività di approfondimento del quadro conoscitivo di riferimento per gli interventi ambientali. 2° stralcio triennale (2003-2006) "Progetto ICSEL". Attività A. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia)-SELC (2010) Monitoraggio di mantenimento delle conoscenze sullo stato delle acque e delle macrofite. MELA 5 (2009-2011). Linea B-Macrofite. Rilievo della distribuzione e della copertura della vegetazione acquatica sommersa (mappatura). Rapporto Tecnico 1 (Rilievo del 2009). Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia)-SELC (2011) Monitoraggio di mantenimento delle conoscenze sullo stato delle acque e delle macrofite. MELA 5 (2009-2011). Linea B-Macrofite. Rilievo della distribuzione e della copertura della vegetazione acquatica sommersa (mappatura). Rapporto Tecnico 2 (Rilievo del 2010). Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Ve-

- neto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia)-CORILA (anni 2006-13) Studi B.6.72 B/1-B/8. Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporti Finali. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia)-CORILA (anni 2012a-13a) Studi B.6.72 B/7-B/8. Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame-Modellazione matematica idro-morfodinamica delle praterie a fanerogame marine. Rapporti Finali. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia)-CORILA (anni 2012b-13b) Studi B.6.72 B/7-B/8. Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame-Attività di analisi integrata dei risultati modellizzazione, campionamento fanerogame marine e torbidità. Rapporti Finali. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- Marbà N., Duarte C.M. (1994) Growth response of the seagrass *Cymodocea nodosa* to experimental burial and erosion. *Marine Ecology Progress Series*, 107: 307–311.
- Martin S., Cohu S., Vignot C., Zimmerman G., Gattuso J.-P. (2013) One-year experiment on the physiological response of the Mediterranean crustose coralline alga, *Lithophyllum cabiochae*, to elevated pCO₂ and temperature. *Ecology and Evolution*, 3(3): 676–693.
- Martin S., Gattuso J.-P. (2009) Response of Mediterranean coralline algae to ocean acidification and elevated temperature. *Global Change Biology*, 15: 2089-2100.
- Martin S., Rodolfo-Metalpa R., Ransome E., Rowley S., Buia M.C., Gattuso J.P., Hall-Spencer J. (2008) Effects of naturally acidified seawater on seagrass calcareous epibionts. *Biology Letters*, 23, 4(6): 689-92.
- Martínez-Crego B., Prado P., Alcoverro T., Romero J. (2010) Composition of epiphytic leaf community of *Posidonia oceanica* as a tool for environmental biomonitoring. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88: 199-208.
- Mazzella L., Scipione M.B., Buia M.C. (1989) Spatio-temporal distribution of algal and animal communities in a *Posidonia oceanica* meadow. *Marine Ecology*, 10: 107-129.
- Merow, C., Smith, M.J., Edwards, T.C., Guisan, A., McMahon, S.M., Normand, S., Thuiller, W., Wüest, R.O., Zimmermann, N.E., Elith, J. (2014) Back to the basics of species distribution modeling: what do we gain from complex versus simple models? *Ecography*: 1–15. doi:10.1111/ecog.00845
- Murphey P.L., Fonseca M.S. (1995) Role of high and low energy seagrass beds as nursery areas for *Penaeus duorarum* in North Carolina. *Marine Ecology Progress Series*, 121: 91-98.
- Noisette F., Egilsdottir H., Davoult D., Martin S. (2013) Physiological responses of three temperate coralline algae from contrasting habitats to near-future ocean acidification. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 448: 179-187.
- Oliva S., Mascaró O., Llagostera I., Pérez M., Romero J. (2012) Selection of metrics based on the seagrass *Cymodocea nodosa* and development of a biotic index (CYMOX) for assessing ecological status of coastal and transitional waters. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 114: 7-17.

- Orfanidis S., Panayotidis P., Uglund K.I. (2011) Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step for-ward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterranean Marine Science*, 12(1): 199-231.
- Philippart C.J. (1995) Effects of shading on growth, biomass and population maintenance of the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. In the Dutch Wadden Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 188: 199-213.
- Plus M., Chapelle A., Menesguen A., Deslous-Paoli J.M., Auby I. (2003) Modelling seasonal dynamics of biomasses and nitrogen contents in a seagrass meadow (*Zostera noltii* Hornem.): application to the Thau lagoon (French Mediterranean coast). *Ecological Modelling*, 161: 211-236.
- Porzio L., Buia M.C., Hall-Spencer J. M. (2011) Effects of ocean acidification on macroalgal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400(1-2): 278-287.
- Porzio L., Garrard S., Buia M.C. (2013) The effect of ocean acidification on early algal colonization stages at natural CO₂ vents. *Marine Biology*. Published online 14 May 2013-DOI 10.1007/s00227-013-2251-3.
- Prasad A, Iverson L, Liaw A. (2006) Newer Classification and Regression Tree Techniques: Bagging and Random Forests for Ecological Prediction. *Ecosystems*, 9: 181-199.
- Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto-Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia (ex Magistrato alle Acque di Venezia)-CORILA (anni 2014-15) Studi B.6.72 B/9-B/10-Attività di analisi integrata dei risultati modellizzazione, campionamento fanerogame marine e torbidità. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporti Finali. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto- Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia (ex Magistrato alle Acque di Venezia)-CORILA (2014a) Studio B.6.72 B/9-Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame-Modellazione matematica idro-morfodinamica delle praterie a fanerogame marine. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto- Trentino Alto Adige-Friuli Venezia Giulia (ex Magistrato alle Acque di Venezia)-CORILA (2014b) Studio B.6.72 B/9-Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame-Attività di analisi integrata dei risultati modellizzazione, campionamento fanerogame marine e torbidità. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- Qiao, H., Soberón, J., Peterson, T. (2015) No Silver Bullets in Correlative Ecological Niche Modeling: Insights from Testing Among Many Potential Algorithms for Niche Estimation. *Methods Ecol. Evol.* n/a–n/a. doi:10.1111/2041-210X.12397
- R core team (2015) A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Ragazzola F, Foster L.C., Form A., Anderson P.S.L., Hansteen T.H., Fietzke J. (2012) Ocean acidification weakens the structural integrity of coralline algae. *Global Change Biology*, 18: 2804-2812.
- Rismondo A., Curiel D., Marzocchi M., Scattolin M. (1997) Seasonal pattern of *Cyrtodoclea nodosa* biomass and production in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 58: 55-64.
- Rismondo A., Curiel D., Scarton F., Mion D., Caniglia, G. (2003) A New Seagrass Map

- for the Venice Lagoon. In: Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 03, E. Özhan (Editor), 7-11 October 2003, Ravenna, Italy. Vol 2: 843-852.
- Romero J. (1988) Biomass seasonal variation of leaf epiphytes of *Posidonia oceanica* along a depth gradient in Medes Islands. *Oecologia Aquatica*, 9: 19-25.
- Scarton F., Curiel D., Rismondo A. (1995) Aspetti della dinamica temporale di praterie a fanerogame marine in Laguna di Venezia. *Lavor. Soc. Ven. St. Nat.*, Vol 20: 95-102.
- Schanz A., Polte P., Asmus H. (2002) Cascading effects of hydrodynamics on an epiphyte-grazer system in intertidal seagrass beds of the Wadden sea. *Marine Biology*, 141: 287-297.
- Semesi I.S., Kangwe J., Björk M. (2009) Alterations in seawater pH and CO₂ affect calcification and photosynthesis in the tropical coralline alga, *Hydrolithon* sp. (Rhodophyta). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84: 337-341.
- Sfriso A, Ghetti P.F. (1998) Seasonal variation in biomass, morphometric parameters and production of seagrasses in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 61: 207-223.
- Sfriso A, Marcomini A. (1997) Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part I: Coupling with chemico-physical parameters and nutrient concentrations in waters. *Marine.Environmental.Research*, 44: 351-375.
- Sfriso A, Marcomini A. (1998) Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part II: Coupling with sediment, SPM and tissue carbon, nitrogen and phosphorus concentrations. *Marine.Environmental.Research*, 47: 285-309.
- Sfriso A., Facca C. (2007) Distribution and production of macrophytes and phytoplankton in the lagoon of Venice: comparison of actual and past situation. *Hydrobiologia*, 577: 71-85.
- Sfriso F., Curiel D., Rismondo A. (2009) The Lagoon of Venice. In: Cecere E., Petrocelli A., Izzo G., Sfriso A. (Eds.), *Flora and vegetation of the Italian transitional water systems*. Spinea, Ed. CORILA, Multigraf.: pp 17-80.
- Steneck R.S. (1983) Escalating herbivory and resulting adaptive trends in calcareous algal crusts. *Paleobiology*, 9: 44-61.
- Steneck R.S., Watling L. (1982) Feeding capabilities and limitations of herbivorous molluscs: a functional group approach. *Mar. Biol.* 68: 299-319.
- Tagliapietra D., Cornello M., Pessa G., Zitelli A. (1999) Variazioni nella distribuzione delle praterie a fanerogame marine presso la bocca del Porto di Lido (laguna di Venezia). *Biologia Marina Mediterranea*, 6: 448-451.
- Terrados J., J.D. Ross (1992) Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean coastal lagoon: the Mar Menor (SE Spain). *Aquatic Botany*, 43: 63-74.
- Thayer G.W., Kenworthy W.J., Fonseca M.S. (1984) The ecology of eelgrass meadows of the Atlantic coast: a community profile. U.S. Fish and Wildlife Services, FWS/OBS-84/02. Washington, D.C.
- Vincenzi S., Zucchetta M., Franzoi P., Pellizzato M., Pranovi F., De Leo G., Torricelli P. (2011) Application of a Random Forest algorithm to predict spatial distribution of the potential yield of *Ruditapes philippinarum* in the Venice lagoon, Italy. *Ecol. Modell.* 222, 1471–1478. doi:10.1016/j.ecolmodel.2011.02.007
- Whalen M.A., Emmett Duffy J., Grace J.B. (2013) Temporal shifts in top-down vs. bottom-up control of epiphytic algae in a seagrass ecosystem. *Ecology*, 94: 510–520

Summary

Seagrasses meadows are valuable habitats that provide important ecological and morphological services and have been chosen as indicator to monitor the possible environmental impacts of the construction works of mobile barriers at the lagoon inlets (MOSE), highlighting any significant deviation from reference conditions detected during the pre-construction phase (2003).

Each year, seasonal field surveys were carried out at 18 stations, located on seagrasses meadows near the inlets of Lido (6 stations), Malamocco (6 stations) and Chioggia (6 stations) and a mapping of marine seagrasses was produced. The analysis of phenological parameters and structural parameters of the epiphytic organisms and the distribution of the species of seagrasses (*C. nodosa*, *Z. marina* and *N. noltii*) also took account of the fact that the monitored areas were subjected to a series of human impacts and natural evolution processes.

The comparison of the reference maps showed an increase between the survey of 2003 and the following ones (overall + 46 ha at Lido inlet, +261 ha at Malamocco inlet and +25 ha at Chioggia inlet) although the increase was not regular and similar over the years, but marked by increases and regressions and different timing in relation to both the natural evolution process of biological communities and various local factors (species abundance, human activities, etc.). In the areas close to construction sites, seagrasses meadows showed a high resilience, adapting to new conditions and, when possible, expanding or colonizing bare seabed of the lagoon. The most critical changes to seagrasses coverage occurred in the areas of overlap with the construction sites, mostly because of their proximity or physical occupation. Overall, for the three inlets, as a large part of works was realized, the loss of seagrasses reached 9.1 ha.

Compared to 2003, seagrasses meadows showed an overall stability. Values below the reference threshold were found for some phenological indicators (in particular, the length of leaves and ligule) and for the structural parameters of the epiphytic species (in particular, the number of species), even though no specific cause-effect relationship with the works at the lagoon inlets was found. In relation to the presence of some values below the reference threshold, it should be emphasized that the pre-construction phase was characterized by abnormal climatic conditions and by particular ecological conditions in all of the lagoon (2002 was one of the rainiest years and 2003 was one of warmest years). For these reasons, as also observed during the monitoring of aquatic benthic communities, the pre-construction phase is not a completely reliable baseline dataset.

The reduction of the number of epiphytic species was observed mainly in Malamocco and Chioggia and, only during the first years of monitoring, in Lido. The natural variability of seagrasses dynamics, together with human activities and possible effects of the works (e.g. turbidity and changes in hydrodynamic) were all considered to explain these differences. The causes of these variations were not identified, even taking into account both mathematical models (turbidity and current speed variations) and further investigations about epiphyte growth dynamics.