



**ISPRA**

Istituto Superiore per la Protezione  
e la Ricerca Ambientale



Sistema Nazionale  
per la Protezione  
dell'Ambiente

**RICERCA MARINA**



# IL TRAPIANTO DI FANEROGAME ACQUATICHE COME MISURA PER IL RIPRISTINO DELLE LAGUNE COSTIERE

Risultati del Progetto LIFE SERESTO

12/2018

Quaderni



**ISPRA**

Istituto Superiore per la Protezione  
e la Ricerca Ambientale



Sistema Nazionale  
per la Protezione  
dell'Ambiente

# IL TRAPIANTO DI FANEROGAME ACQUATICHE COME MISURA PER IL RIPRISTINO DELLE LAGUNE COSTIERE

Risultati del Progetto LIFE SERESTO

## **Informazioni legali**

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), insieme alle 21 Agenzie Regionali (ARPA) e Provinciali (APPA) per la protezione dell'ambiente, a partire dal 14 gennaio 2017 fa parte del **Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente** (SNPA), istituito con la Legge 28 giugno 2016, n.132.

Le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo quaderno.

**ISPRA** - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

Via Vitaliano Brancati, 48 - 00144 Roma

[www.isprambiente.gov.it](http://www.isprambiente.gov.it)

ISPRA, Quaderni Ricerca Marina 12/2018

ISBN 978-88-448-0895-2

Riproduzione autorizzata citando la fonte

## **Elaborazione grafica**

ISPRA – Area Comunicazione

*Grafica di copertina:* Elena Porrizzo

*Foto di copertina:* Emanuele Ponis

## **Coordinamento tipografico:**

Daria Mazzella

ISPRA – Area Comunicazione

## **Amministrazione:**

Olimpia Girolamo

ISPRA – Area Comunicazione

## **Distribuzione:**

Michelina Porcarelli

ISPRA – Area Comunicazione

Finito di stampare nel mese di aprile 2018

**Da citare come:**

Bonometto A., Sfriso A., Oselladore F., Ponis E., Cornello M., Facca C., Boscolo R., 2018. Il trapianto di fanerogame acquatiche come misura per il ripristino delle lagune costiere. ISPRA, Quaderni – Ricerca marina n.12/2018, pp.52.

**Autori**

Andrea BONOMETTO, Adriano SFRISO, Federica OSELLADORE, Emanuele PONIS, Michele CORNELLO, Chiara FACCA, Rossella BOSCOLO

**Hanno collaborato**

Daniela BERTO (ISPRA/BIO-ACAM)

Alessandro BUOSI (Università Ca' Foscari di Venezia, DAIS)

Piero FRANZOI (Università Ca' Foscari di Venezia, DAIS)

Claudia GION (ISPRA/CN-COS)

Federico RAMPAZZO (ISPRA/BIO-ACAM)

Luca SCAPIN (Università Ca' Foscari di Venezia, DAIS)

Matteo ZUCCHETTA (Università Ca' Foscari di Venezia, DAIS)



Il progetto LIFE SeResto (LIFE12 NAT/IT/000331) gode del contributo finanziario LIFEplus dell'Unione Europea ed è stato condotto nell'ambito della rete Natura 2000 nel Sito di Interesse Comunitario SIC IT3250031 – Laguna Superiore di Venezia.



## INDICE

---

### PRESENTAZIONE

### INTRODUZIONE

<b>1. L'habitat 1150* Lagune costiere</b>	<b>p. 11</b>
1.1 Le fanerogame acquatiche nelle lagune costiere	p. 11
1.1.1 <i>La regressione delle fanerogame acquatiche</i>	p. 12
1.2 L'habitat 1150* in Italia	p. 13
<b>2. Il progetto LIFE SeResto</b>	<b>p. 17</b>
2.1 Obiettivi del progetto	p. 17
2.2 Strategia di intervento e attività di trapianto	p. 17
2.3 Attività di monitoraggio	p. 22
<b>3. Risultati del progetto LIFE SeResto</b>	<b>p. 25</b>
3.1 Efficacia dei trapianti di fanerogame	p. 25
3.1.1 <i>Relazione tra parametri ambientali e successo dei trapianti</i>	p. 29
3.2 Ripristino del grado di conservazione dell'habitat 1150*	
Lagune costiere	p. 35
3.2.1 <i>Metodologia sperimentale per la quantificazione del grado di conservazione</i>	p. 35
3.2.2 <i>Il grado di conservazione dell'habitat 1150* nei siti di intervento</i>	p. 37
3.3 Ripristino dello stato ecologico dei corpi idrici	p. 41
3.3.1 <i>Indicatori di qualità ecologica dei corpi idrici di transizione</i>	p. 41
3.2.2 <i>Lo stato ecologico nei siti di intervento</i>	p. 42
<b>CONCLUSIONI</b>	<b>p. 47</b>
<b>BIBLIOGRAFIA</b>	<b>p. 49</b>



## PRESENTAZIONE

*dott. Alessandro Bratti - Direttore dell'Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale (ISPRA)*

---

L'Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale è da anni impegnato in attività di studio e ricerca degli ambienti lagunari, al fine di fornire strumenti idonei per il monitoraggio, per l'analisi dello stato fisico ed ecologico e per una corretta gestione di questi ambienti in conformità con gli obiettivi fissati dalla normativa ambientale ed europea.

Obiettivi ambientali particolarmente ambiziosi, considerato che la direttiva Habitat e la Direttiva Quadro sulle Acque richiedono non solo di evitare l'ulteriore deterioramento degli habitat e della qualità ecologica dei corpi idrici, ma anche di intervenire attivamente tramite specifici piani di misure per il risanamento degli ambienti che risultano in stato degradato.

La ricerca di strategie per il ripristino ecologico degli ambienti di transizione è quindi un tema molto attuale a livello nazionale, e rappresenta una sfida tecnico-scientifica imprescindibile per supportare la definizione di misure efficaci all'interno dei Piani di Gestione delle Acque e dei siti Natura 2000.

I progetti Life Natura, nei quali si interviene concretamente nel ripristino degli habitat di interesse comunitario, costituiscono un'importante occasione per sperimentare e dimostrare, nella pratica, la fattibilità di specifiche strategie e tecniche di intervento.

Da qui discende l'interesse di ISPRA per questi progetti, quali casi studio per lo sviluppo di *best practice* da trasferire su scala nazionale, aspetto oggi ancora più importante considerando il ruolo dato all'Istituto dalla Legge del 28 giugno 2016, n. 132, che ha istituito l'SNPA.

In questo contesto si inserisce la partecipazione di ISPRA come partner del progetto Life SeResto (LIFE12 NAT/IT/000331) "*Habitat 1150\* (Coastal lagoon) recovery by SEagrass RESTOration. A new strategic approach to meet HD & WFD objectives*", coordinato dall'Università Ca' Foscari di Venezia - Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica (DAIS), e condotto in collaborazione con il Provveditorato per le Opere Pubbliche del Triveneto, Ente territorialmente competente per la salvaguardia della Laguna di Venezia, e Laguna Venexiana Onlus, rappresentante dei principali portatori di interesse della laguna, quali pescatori e cacciatori. Un partenariato che fa capire come la collaborazione tra Istituzioni che governano il territorio, Istituti scientifici e portatori di interesse, sia indispensabile per la gestione di ambienti complessi come quelli lagunari.

Il principale obiettivo del progetto è stato quello di ripristinare ampie superfici di praterie di fanerogame sommerse, specie riconosciute prioritarie per la conservazione degli ambienti costieri salmastri, rappresentando uno degli esempi più lampanti di organismi che modificano così profondamente il biotopo da essere definiti "ingegneri di ecosistemi". In questo Quaderno ISPRA della collana Ricerca Marina vengono presentati i risultati ottenuti a conclusione del progetto, in una chiave di lettura volta ad evidenziare le potenzialità della strategia di intervento adottata, come misura a supporto del miglioramento dello stato di Conservazione dell'habitat 1150\* Lagune costiere e dello stato ecologico dei corpi idrici ai sensi della Direttiva 2000/60/CE.



## INTRODUZIONE

---

La Direttiva 92/43/CEE "Conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche", detta Direttiva "Habitat", assieme alla Direttiva "Uccelli" 2009/147/CE, costituisce il cuore della politica comunitaria in materia di conservazione della biodiversità.

Scopo della Direttiva Habitat è "salvaguardare la biodiversità mediante la conservazione degli habitat naturali, nonché della flora e della fauna selvatiche nel territorio europeo degli Stati membri al quale si applica il trattato" (art 2). Uno dei pilastri fondamentali della Direttiva "Habitat" è rappresentato dalla rete Natura 2000, costituita dai Siti di Interesse Comunitario (SIC), ovvero aree che, nella o nelle regioni biogeografiche cui appartengono, contribuiscono in modo significativo a mantenere o a ripristinare gli habitat e/o le specie di interesse comunitario in uno stato di conservazione soddisfacente (art.1). La rete Natura 2000 è il principale strumento della politica dell'Unione Europea per la conservazione della biodiversità. Si tratta di una rete ecologica diffusa su tutto il territorio dell'Unione, per garantire il mantenimento a lungo termine degli habitat naturali e delle specie di flora e fauna minacciati o rari a livello comunitario.

Il programma LIFE, istituito nel 1992, è lo strumento attraverso cui l'Unione Europea eroga finanziamenti per sostenere progetti di salvaguardia dell'ambiente e della natura nell'UE e in alcuni paesi candidati e limitrofi. L'obiettivo generale del programma LIFE è di contribuire all'implementazione, aggiornamento e sviluppo di politiche ambientali, co-finanziando progetti con elevato valore aggiunto a livello Europeo. In particolare, il sottoprogramma LIFE+ Nature & Biodiversity co-finanzia progetti di *best practice* e di carattere dimostrativo mirati alla conservazione e al ripristino di specie e habitat di interesse comunitario, contribuendo sostanzialmente all'implementazione delle Direttive Habitat e Uccelli e della rete Natura2000.

È in questo contesto, grazie al contributo finanziario dell'Unione Europea nell'ambito del Programma LIFE+ Natura 2012, che nasce il progetto LIFE SeResto (LIFE12 NAT/IT/000331, Cap.2), che ha avuto come principale obiettivo il ripristino di estese praterie di piante acquatiche nei fondali lagunari dell'habitat 1150\* "Lagune costiere" nel SIC IT3250031 "Laguna Superiore di Venezia". Il progetto è stato coordinato dall'Università Ca' Foscari Venezia e ha coinvolto Amministrazioni pubbliche (OOPP - Provveditorato Interregionale alle Opere Pubbliche per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia), Istituti di Ricerca presenti nel territorio (ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale) e i principali portatori di interesse, tramite l'associazione Laguna Venexiana Onlus.

La filosofia del progetto è stata di intervenire con piccoli inneschi diffusi su ampia scala, in modo che lo sviluppo delle praterie potesse avvenire grazie ad un processo spontaneo di rinaturalizzazione.

In questo Quaderno ISPRA della collana Ricerca Marina, vengono presentati i principali risultati ottenuti a conclusione del progetto, a quattro anni quindi dalle prime attività di trapianto avviate nell'aprile 2014.

Il **Capitolo 1** fornisce una descrizione sintetica dell'habitat prioritario 1150\* "Lagune costiere", della sua distribuzione sul territorio nazionale e in Laguna di Venezia in particolare. Per una descrizione più approfondita, in particolare della flora e fauna tipiche di questi ambienti, si rimanda alla pubblicazione "*Trapianto di piante acquatiche per il ripristino dell'habitat "Lagune costiere" - Linee guida dall'esperienza del progetto*

*Life Natura SeResto* (LIFE SeResto, 2017a) disponibile online nel sito del progetto ([www.life-seresto.eu](http://www.life-seresto.eu)).

Il **Capitolo 2** contiene la descrizione della strategia di intervento e delle attività di trapianto di zolle e rizomi di fanerogame condotte nei 4 anni di progetto.

Il **Capitolo 3** riporta i principali risultati ottenuti in termini di ripristino delle praterie di fanerogame (**par. 3.1**) e di miglioramento complessivo della qualità ecologica dell'area. In particolare, i risultati dell'intensa attività di monitoraggio hanno permesso di valutare l'efficacia del trapianto di fanerogame quale strategia di intervento per favorire il miglioramento del Grado di Conservazione dell'habitat "Lagune costiere" (**par 3.2**) e il raggiungimento del buono stato ecologico dei corpi idrici *sensu* Direttiva 2000/60/CE (**par. 3.3**), rappresentando, quindi, una possibile misura "supplementare" per il raggiungimento degli obiettivi posti dalla Direttiva Habitat e dalla Direttiva Quadro sulle Acque.

## 1. L'HABITAT 1150\* LAGUNE COSTIERE

---

Le aree lagunari, i laghi costieri e le zone costiere legate alle foci dei fiumi comprendono un elevato numero di habitat. Alcuni di questi sono identificabili prevalentemente su base geomorfologica, quali l'habitat 1130 "estuari", l'habitat 1140 "distese fangose o sabbiose emergenti con la bassa marea", assimilabili nella loro definizione alle velme, e l'habitat prioritario 1150\* "Lagune costiere", assimilabile ai bassofondali subtidali. Negli ambienti acquatici di transizione italiani, in particolare nelle grandi lagune microtidali dell'Alto Adriatico, sono presenti numerosi habitat barenali, caratterizzati da specifiche comunità vegetali alofile, quali: le formazioni composte da vegetazione annua pioniera a *Salicornia veneta* (1310), le praterie a *Spartina maritima* (1320), i pascoli inondatai mediterranei a *Juncus maritimus* (1410), le praterie e fruticeti alofili mediterranei a *Sarcocornia fruticosa* (1420) e, tra gli habitat prioritari, le praterie steppe salate mediterranee a *Limonium narbonense* (1510\*) (AA.VV., 2004).

L'habitat 1150\* "Lagune costiere" viene definito nel "Manuale italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE (Biondi & Blasi, 2009), come "Ambienti acquatici costieri con acqua lentiche, salate o salmastre, poco profonde, caratterizzate da notevoli variazioni stagionali in salinità e profondità in relazione agli apporti idrici (acque marine e continentali), alla piovosità e alla temperatura che condizionano l'evaporazione".

Tale habitat è assimilabile alle aree di bassofondale degli ambienti acquatici di transizione, caratterizzate da batimetrie tali da non emergere frequentemente durante le ordinarie basse maree. L'habitat 1150\* è un ambiente ecotonale che risente degli apporti di acque dolci di origine fluviale e dell'influenza delle acque marine. Tale collocazione conferisce a questi ambienti caratteristiche ecologiche peculiari ed una eterogeneità, rappresentata dalla variabilità spazio-temporale dei parametri chimico-fisici (salinità, temperatura, concentrazioni di nutrienti), delle condizioni idrodinamiche e delle caratteristiche morfologiche.

### 1.1 – Le fanerogame acquatiche nelle lagune costiere

Nell'habitat 1150\* "Lagune costiere", in Italia, sono presenti cinque specie di fanerogame acquatiche: *Cymodocea nodosa* (Ucria Asherson), *Zostera marina* Linnaeus, *Z. noltei* Hornemann, *Ruppia cirrhosa* (Petasgna) Grande e *R. maritima* Linnaeus. In alcuni rari casi, in ambienti di transizione particolarmente marinizzati, come ad esempio nello Stagnone di Marsala, è presente anche *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, specie caratteristica dell'ambiente marino-costiero.

Anche se l'habitat 1150\* viene identificato prevalentemente sulla base delle caratteristiche morfologiche, il Protocollo SPA-BIO (Relini & Giaccone, 2009) individua le associazioni a fanerogame marine come prioritarie per la sua conservazione.

Negli ambienti di transizione le praterie di fanerogame marine, o meglio di fanerogame acquatiche, piante perenni, svolgono molteplici funzioni ecologiche fondamentali. Costituiscono, infatti, un habitat in grado di supportare un'elevata biodiversità, con funzione di rifugio, alimentazione e zone nursery per diverse specie bentoniche ed ittiche, nonché una zona privilegiata anche per l'alimentazione dell'avifauna. Inoltre, contribuiscono al miglioramento delle condizioni ambientali delle zone di bassofondale,

grazie alla loro capacità di assorbire nutrienti e ossigenare le acque. Grazie all'apparato radicale perenne che consolida il fondale, e a quello fogliare che attenua le forzanti idrodinamiche (quali moto ondoso da vento), le piante acquatiche sono elementi biostrutturatori in grado di aumentare la stabilità dei fondali, di ridurre la risospensione dei sedimenti e di contrastare i processi erosivi. Le praterie di fanerogame sono, inoltre, in grado di supportare importanti funzioni ecosistemiche, quali l'intrappolamento del carbonio organico e l'incremento della trasparenza dell'acqua.

La vegetazione acquatica è, quindi, un importante indicatore di qualità ecologica e dello stato di conservazione dell'habitat 1150\* [Figura 1]. In presenza di pressioni significative (eutrofizzazione, aumento della torbidità, disturbo dei fondali, ecc.), le specie di maggior pregio, come le fanerogame acquatiche ed alcune macroalghe sensibili, vengono sostituite da specie macroalgali opportunistiche, appartenenti alle famiglie delle Ulvaceae, delle Cladophoraceae, delle Gracilariaceae e delle Solieriaceae. In casi estremi, di maggior degrado, si può giungere alla totale, o quasi totale, scomparsa degli organismi di maggior pregio (Viaroli et al., 2008; Sfriso et al., 2014).



*Figura 1 - Habitat 1150\* Lagune costiere vegetato da fanerogame acquatiche.*

### *1.1.1 - La regressione delle fanerogame acquatiche*

A partire dagli ultimi decenni del XX secolo, è stata osservata a livello mondiale una forte riduzione delle aree coperte da praterie di fanerogame acquatiche. Tale regressione ha rappresentato a livello nazionale ed europeo un importante elemento di degrado dello stato di conservazione degli habitat lagunari ed estuarini (Carlos et al., 2004; Waycott et al., 2009; Krause-Jensen et al., 2004; Cardoso et al., 2004; Martins et al., 2005; Plus et al., 2010; Bernard et al., 2007; Rismondo et al., 2006). Waycott et al. (2009) hanno stimato sulla base di 215 lavori scientifici riguardanti monitoraggi su differenti siti diffusi in tutto il mondo, una riduzione dell'area coperta da fanerogame, dal 1980, del 29% circa, con un tasso medio di regressione di 110 km<sup>2</sup> all'anno.

Anche la Laguna di Venezia ha subito una significativa regressione delle praterie di fanerogame marine alla fine del XX sec., in particolare nella laguna settentrionale (SIC IT3250031). Fino agli anni '80, la principale fonte informativa è rappresentata dalla memoria storica di pescatori e cacciatori, oltre che dei ricercatori, che effettuavano periodicamente monitoraggi in laguna; tutte queste fonti testimoniano che la Laguna Superiore di Venezia era colonizzata da numerose fanerogame acquatiche. La prima mappatura ufficiale risale solo al 1990 [Caniglia et al., 1990], quando la loro distribuzione era già in forte regressione. Il confronto con dati più recenti conferma come il trend di regressione sia proseguito nei decenni successivi (Figura 2). Nel 1990 era ancora presente una discreta popolazione di *Z. noltei* (684 ettari), regredita fino a 100 ettari nel 2002, con una riduzione dell'85% [Rismondo et al., 2003] e che nel 2011-2014 risultava quasi completamente scomparsa [Sfriso & Facca, 2007; ARPA Veneto, ISPRA, 2016].

Negli ambienti lagunari, le principali cause di degrado dell'habitat 1150\*, sono riconducibili principalmente agli eccessivi apporti di nutrienti, legati all'urbanizzazione e all'uso del suolo nel bacino idrografico, con conseguenti intensi fenomeni di eutrofizzazione, e ad attività antropiche all'interno degli ambienti lagunari quali la pesca con mezzi meccanici, l'escavo di canali, le attività portuali, commerciali e diportistiche, che hanno portato ad un aumento della torbidità delle acque, dei tassi di sedimentazione e dell'instabilità dei fondali [Sfriso et al., 2005; Solidoro et al., 2010].

## 1.2-L'habitat 1150\* in Italia

In Italia l'habitat 1150\* "Lagune costiere" copre una superficie di oltre 700 km<sup>2</sup> [Genovesi et al., 2014] e rappresenta l'habitat di maggiore estensione tra quelli caratteristici degli ambienti acquatici di transizione (Tabella 1). La sua distribuzione è diffusa nella maggior parte delle regioni costiere, con una netta prevalenza, in termini di superficie, nelle lagune microtidali dell'Alto Adriatico (laguna Veneta, laguna di Grado-Marano, laguna di Caorle, lagune del delta del Po, Valli di Comacchio; Pialasse Emiliane). Importanti sistemi lagunari non tidali sono presenti lungo la costa adriatica pugliese (laghi di Lesina, Varano e Alimini), nell'arco ionico tarantino (Mar Piccolo di Taranto), lungo le coste del Lazio (laghi di Fogliano e Caprolace) e la costa tirrenica della Toscana (laguna di Orbetello). Numerosi stagni costieri sono presenti in Sicilia e in Sardegna, tra i quali particolarmente rappresentativi, in termini di superficie, sono lo Stagnone di Marsala (Sicilia) e lo Stagno di Cabras (Sardegna).

Nella laguna di Venezia, l'habitat 1150\* rappresenta, in termini di estensione, l'ambiente dominante, coprendo oltre 20.000 ettari. A questi si aggiungono anche le aree di bassofondale circostanti la città di Venezia, assimilabili dal punto di vista morfologico a tale habitat (Figura 3).

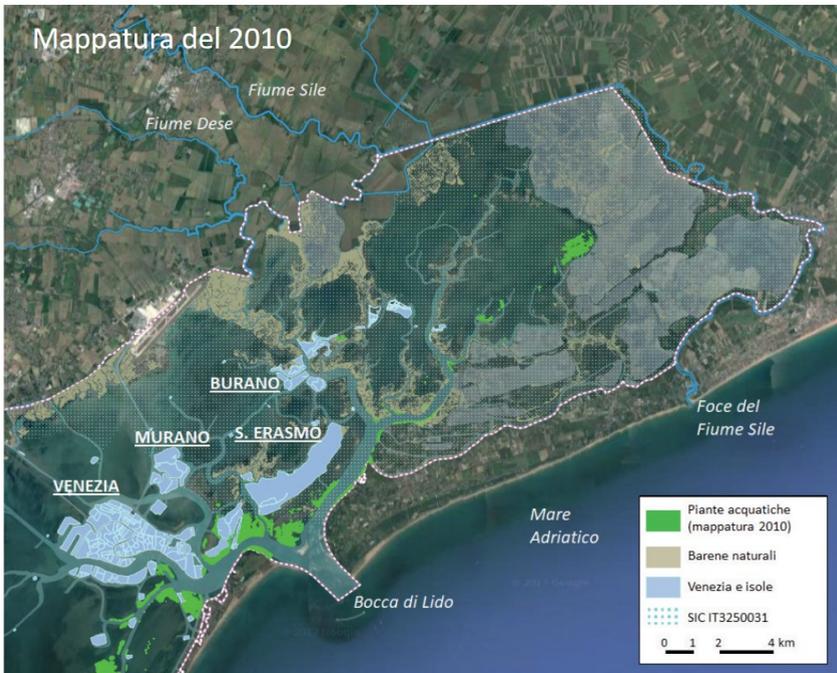
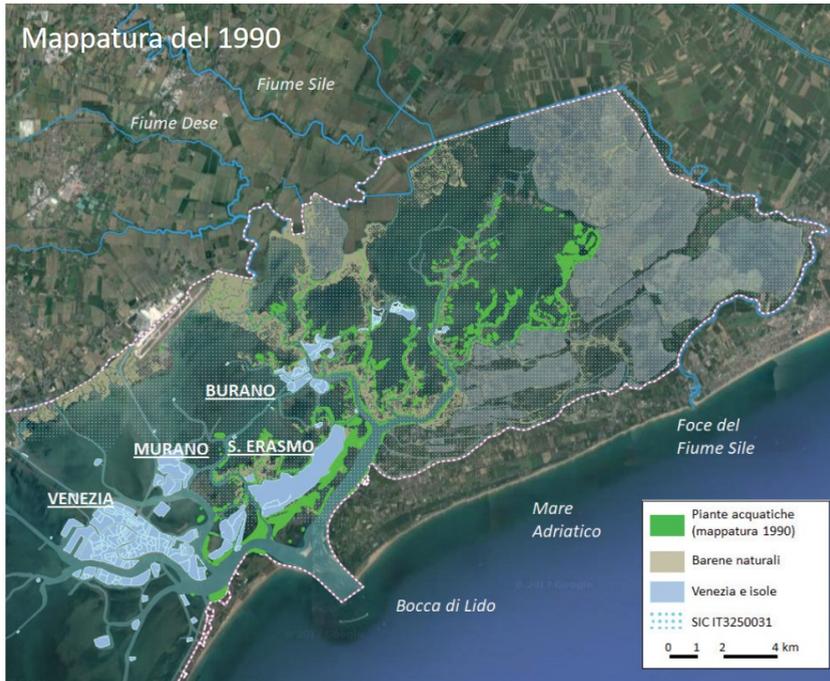


Figura 2 - Confronto tra la distribuzione delle fanerogame marine nella laguna settentrionale, tratta dalle mappature realizzate nel 1990 e 2010 (dati del Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche del Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia).

Il Grado di Conservazione [GdC] dell'habitat 1150\* in laguna di Venezia presenta un'elevata variabilità spaziale. Complessivamente, il Formulário Standard della Regione del Veneto indica, all'interno del SIC IT3250031 (Laguna Superiore di Venezia) nel quale si colloca l'area di intervento del progetto Life SeResto, un grado di conservazione buono (B), risultato però della media di condizioni molto differenti. In un'area molto vasta, circa il 30% della superficie, l'habitat 1150\* presenta un Grado di Conservazione degradato (C), come evidenziato dai monitoraggi condotti dalla Regione del Veneto ai sensi della Dir. 2000/60/CE, in particolare nelle aree prossime al margine lagunare, a minor ricambio idrico, dove sono ancora presenti condizioni eutrofizzate.

*Tabella 1 - Copertura dei principali habitat acquatici (marini costieri) e a vegetazione alofila di interesse comunitario presenti negli ambienti di transizione italiani. Tratto da "Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend. ISPRA, Serie Rapporti, 194/2014" (Genovesi et al., 2014, modificato).*

<b>HABITAT MARINI COSTIERI</b>		
<b>Codice</b>	<b>Nome habitat</b>	<b>Copertura (km<sup>2</sup>)</b>
1140	Distese fangose o sabbiose emergenti durante la bassa marea	101
1150*	*Lagune costiere	728

<b>HABITAT TERRESTRI CON VEGETAZIONE ALOFITICA</b>		
<b>Codice</b>	<b>Nome habitat</b>	<b>Copertura (km<sup>2</sup>)</b>
1310	Vegetazione annua pioniera di Salicornia e altre delle zone fangose e sabbiose	83
1320	Prati di <i>Spartina</i> ( <i>Spartinionmaritimae</i> )	20
1410	Pascoli inondatai mediterranei ( <i>Juncetaliaamaritim</i> )	127
1420	Praterie e fruticeti alofili mediterranei e termoatlantici ( <i>Sarcocornetea fruticos</i> )	146
1510*	*Steppe salate ( <i>Limonietalia</i> )	155



Figura 3 - Distribuzione dell'habitat 1150\* nei SIC IT3250031 "Laguna Superiore" e SIC IT 3250030 "Laguna Medio-inferiore".



## 2. IL PROGETTO LIFE SERESTO

---

### 2.1 - Obiettivi del progetto

Il progetto ha avuto come principale obiettivo il ripristino e la conservazione dell'habitat acquatico prioritario 1150\* (Lagune costiere) nel SIC Laguna Superiore di Venezia (IT3250031), dove tale habitat copre circa 3.660 ha, mediante trapianti diffusi di fanerogame acquatiche.

L'area interessata dal progetto (Figura 4) riguarda soprattutto la porzione più a nord della Laguna Superiore esposta al libero flusso di marea che, secondo la suddivisione in corpi idrici prevista dalla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (Autorità Distretto Idrografico Alpi Orientali, 2010), corrisponde al corpo idrico eualino confinato (EC Palude Maggiore) e alla parte settentrionale del corpo idrico polialino confinato (PC1-Dese).

Negli ultimi decenni le praterie di fanerogame acquatiche sono fortemente regredite nella laguna di Venezia, in particolare nell'area settentrionale, a causa di molteplici pressioni antropiche. Recenti vincoli normativi hanno fortemente ridotto gli elementi di pressione, limitando gli apporti di nutrienti dal bacino idrografico e regolando l'attività di raccolta di vongole.

I principali obiettivi del progetto, in linea con quanto richiesto dalle normative e protocolli europei (Dir. 92/43/CEE, Dir. 2000/60/CE, Convenzione di Barcellona, Protocollo sulla Gestione Integrata delle Zone Costiere del Mediterraneo, ecc.), sono stati:

- ripristinare e conservare l'habitat 1150\* attraverso il trapianto e la diffusione di fanerogame sommerse, in modo da avviare un processo che renda l'ecosistema auto-sostenibile a lungo termine;
- contribuire al raggiungimento del buono stato ecologico dei corpi idrici di transizione, dimostrando l'efficacia delle azioni proposte nel perseguire gli obiettivi fissati dalla Direttiva Quadro sulle Acque.

I risultati ottenuti sono stati anche utilizzati per quantificare e valorizzare i servizi ecosistemici forniti dall'ambiente lagunare ed in particolare dalle praterie di fanerogame acquatiche nell'habitat 1150\*.

### 2.2 - Strategia di intervento e attività di trapianto

La strategia di intervento del LIFE SeResto è stata individuata tenendo in considerazione due aspetti fondamentali e apparentemente contrapposti:

- condurre l'attività di riforestazione su ampia scala (Figura 5), su un'area di intervento di circa 35 km<sup>2</sup> e l'obiettivo di ottenere a medio-lungo termine praterie di piante acquatiche estese su circa il 25-30% dell'area;
- minimizzare la quantità di materiale necessaria per l'intervento di riforestazione, da prelevare dai siti donatori, in modo da garantire l'assenza di impatto sui siti stessi.

Un ulteriore fattore che ha condizionato la scelta della strategia di intervento è stata la morfologia dell'area di intervento, caratterizzata da ampie superfici di bassofondale con profondità comprese tra -40 e -100 cm s.l.m.m. Questo rende indispensabile, per evitare lo scavo di canali di servizio per l'accesso di mezzi meccanici motorizzati,

l'impiego di tecniche di espianto e di trapianto manuali (Figura 6), che permettano di operare con piccole imbarcazioni tradizionali a basso pescaggio.

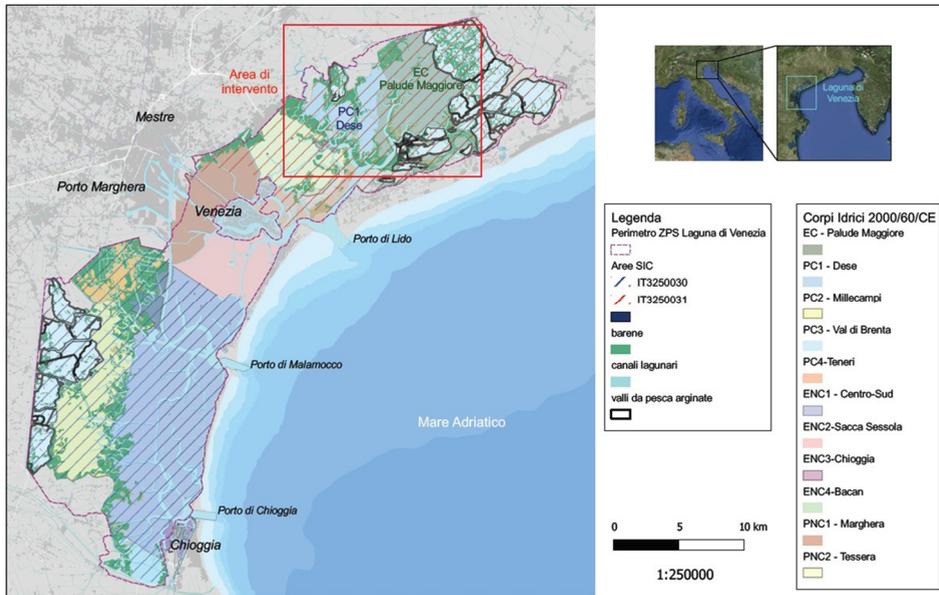


Figura 4 - Inquadramento dell'area di intervento rispetto al SIC IT3250031 e i corpi idrici della laguna definiti dal Piano di Gestione delle Acque del Distretto Alpi Orientali ai sensi della Dir. 2000/60/CE.

La strategia di intervento utilizzata ha previsto una serie di trapianti con un numero ridotto di zolle di piccole dimensioni e di rizomi; in 35 siti diffusi in tutta l'area di intervento, con funzione di innesco e accelerazione del naturale processo di ri-colonizzazione delle piante acquatiche.

In ciascuno dei 35 siti di trapianto (Figura 5) sono state trapiantate circa n.9 zolle di diametro di 30 cm (tot. 300 zolle circa), e un minimo di 400 rizomi all'anno. Complessivamente, per le azioni di trapianto nell'intera area di progetto, sono state prelevate dai siti donatori piante acquatiche per una superficie inferiore a 100 m<sup>2</sup>.

La tecnica di intervento utilizzata non mira infatti a ricreare direttamente l'intera estensione delle praterie, ma a creare punti di innesco per la ri-colonizzazione grazie alla naturale propagazione dei rizomi e, soprattutto, alla dispersione dei semi.

I siti di trapianto sono stati individuati in via preliminare sulla base delle caratteristiche morfologiche dell'area e delle condizioni ambientali riscontrate nei monitoraggi condotti negli anni passati. La localizzazione esatta è stata successivamente individuata mediante un sopralluogo, per verificare nel dettaglio l'esposizione, la limpidezza delle acque circostanti, la profondità dei fondali e l'eventuale presenza di significative biomasse algali nell'area. Il trapianto delle zolle è stato condotto in 17 siti nel 2014 e in 18 siti nel 2015, in modo da beneficiare dell'esperienza maturata durante il primo anno, selezionando i siti con maggiore probabilità di successo.

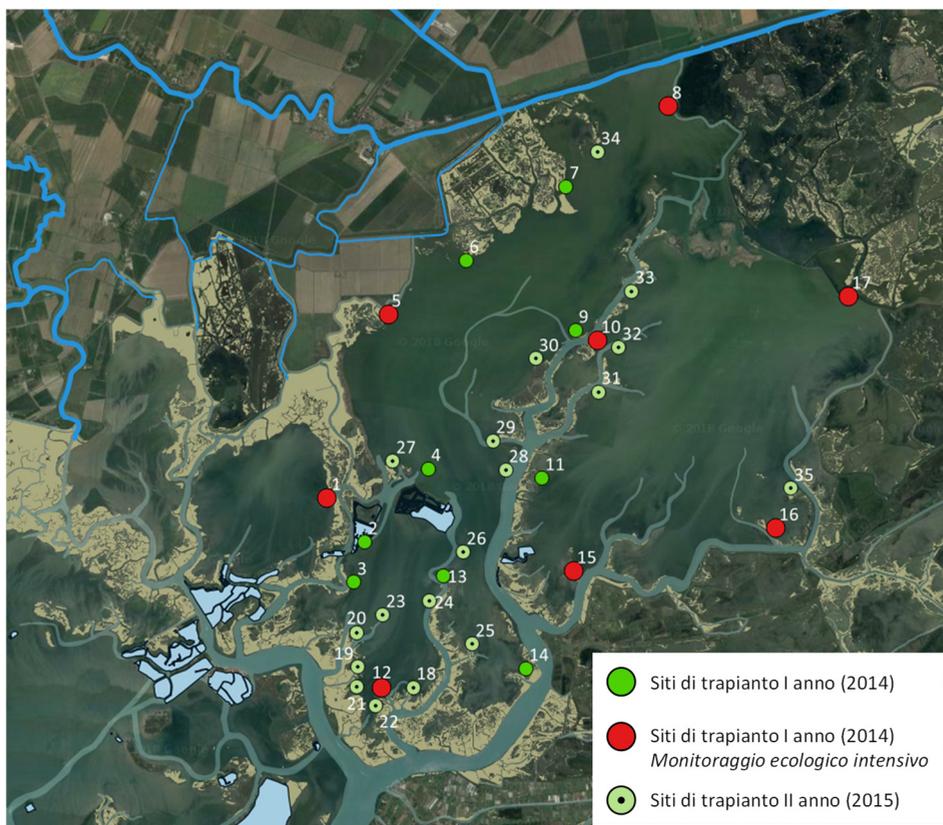


Figura 5 - Siti di trapianto di fanerogame del LIFE SeResto. In rosso sono indicati i siti in cui è stata condotta un'attività più intensa di monitoraggio dei parametri ecologici (vedi. par. 2.3).

In ciascun sito le 9 zolle sono state trapiantate a gruppi di 3, con distanza tra le zolle di circa 1 m e di circa 5 m tra i diversi gruppi, all'interno di un'area approssimativa di 10 x 10 m (Figura 7). A seconda delle caratteristiche di ciascun sito, sono state trapiantate diverse specie: *Z. marina* nelle zone a maggiore profondità e maggiore ricambio idrico, *Z. noltei* nelle velme lungo le barene e *R. cirrhosa* nelle zone più interne della laguna, con maggiori tempi di residenza.

I rizomi di *Z. marina* e di *C. nodosa* che presentano dimensioni maggiori, sono stati trapiantati tramite una semplice pinza (Figura 8). *Zostera noltei* e *R. cirrhosa*, date le loro piccole dimensioni sono state trapiantate mediante carotine di 15 cm di diametro. Tali tecniche di trapianto hanno permesso di intervenire in un'area vasta, seguendo dove possibile la morfologia del luogo, ad esempio nelle zone a bassa profondità lungo il margine delle barene è stata trapiantata di *Z. noltei*, e lungo eventuali ghebi o piccoli canali *Z. marina*.

La configurazione di trapianto è stata definita sulla base dei tassi di accrescimento rilevati in precedenti studi (Curiel et al., 2005; Sfriso & Ghetti, 1998), in modo tale che, in presenza di condizioni idonee, le zolle vicine potessero confluire nell'arco di circa 2 anni dal trapianto e le 9 zolle di ciascun sito formassero piccole praterie strutturate già dopo 3-4 anni (Figura 9a). Alla formazione delle praterie strutturate un notevole

contributo è stato dato anche dall'innesto dei singoli rizomi e dalla dispersione naturale dei semi prodotti dalle piante trapiantate (Figura 9b).



Figura 6 - A sinistra, trapianto di una zolla da parte di un pescatore. A destra, zolla appena trapiantata, subito utilizzata come rifugio.

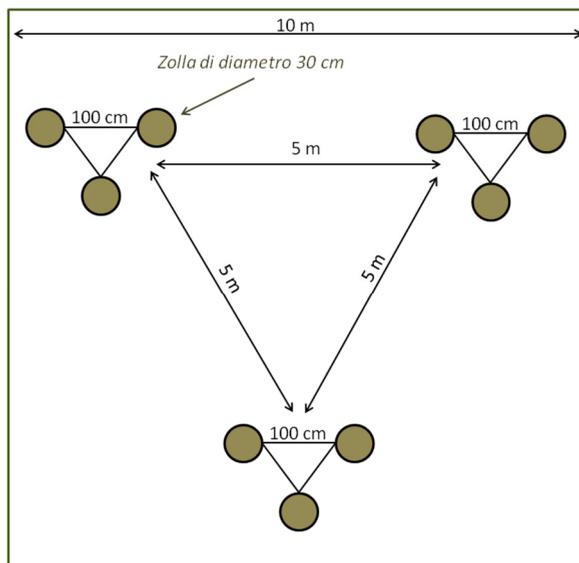


Figura 7 - Schema di trapianto delle zolle in ciascun sito, che prevede il posizionamento delle 9 zolle in un'area di circa 10x10 m, in 3 gruppi distanti tra loro 5 m e interasse tra le zolle di circa 1 m.



Figura 8 - Sequenza di trapianto dei rizomi, dal prelievo con un rastrello, al trapianto con un una semplice pinza.

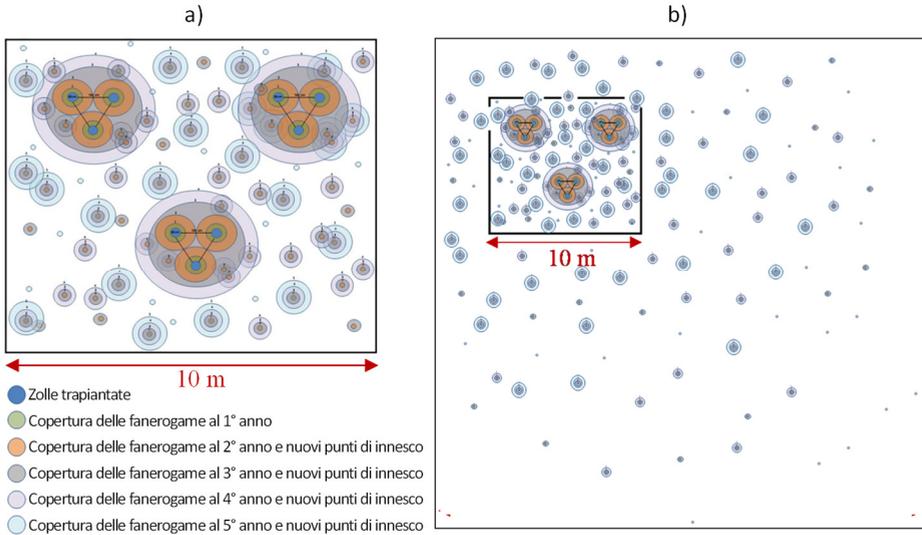


Figura 9 - a) Schema dell'espansione delle fanerogame attesa nel sito di trapianto (area 10x10m); b) diffusione delle fanerogame e nella zona circostante tramite la dispersione di semi e rizomi. Ogni cerchio corrisponde all'accrescimento atteso in un anno.

## 2.3 – Attività di monitoraggio

### *Obiettivi del monitoraggio*

L'efficacia degli interventi di ripristino è stata verificata attraverso un'intensa attività di monitoraggio, che ha consentito di valutare il successo dei trapianti sia in termini di attecchimento di zolle e rizomi sia come evoluzione della copertura delle praterie nei siti di intervento (par. 4.1). Numerosi sono i parametri ambientali rilevati per investigare la relazione tra le condizioni abiotiche e il successo degli interventi (par. 4.1.1), utili per la definizione di linee guida a supporto della trasferibilità e replicabilità del progetto LIFE SeResto in altre aree.

Considerata la finalità specifica del progetto di utilizzare il ripristino delle piante acquatiche, e delle relative funzioni ecologiche, come misura per il raggiungimento degli obiettivi della Direttiva Habitat 92/43/CE e della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (par. 2.1), i risultati delle attività di monitoraggio sono stati elaborati per quantificare:

- il ripristino del Grado di Conservazione dell'habitat 1150\* "Lagune costiere" (par. 4.2);
- il miglioramento dello stato ecologico di macrofite, macroinvertebrati bentonici e fauna ittica nei siti di intervento, valutato tramite gli indicatori previsti dalla Dir. 2000/60/CE.

### *Stazioni e frequenze di monitoraggio*

Il monitoraggio delle fanerogame è stato condotto in tutti i 35 siti di trapianto (Figura 5) e ha previsto l'analisi della sopravvivenza delle zolle trapiantate, della percentuale di attecchimento dei rizomi, del tasso di accrescimento delle zolle e della variazione del grado di copertura delle fanerogame.

Il monitoraggio dei parametri ecologici ha previsto il campionamento e l'analisi di acqua, sedimento e biota (macrofite, macroinvertebrati bentonici, fauna ittica) con diverso sforzo di campionamento.

### *Matrici acqua*

Ad aprile 2014 e a maggio 2017 sono state effettuate due campagne di monitoraggio dell'acqua che hanno interessato tutti i 35 siti. In 8 di questi siti, selezionati come rappresentativi dell'area di intervento, è stato condotto un monitoraggio a cadenza mensile da aprile 2014 a marzo 2015 (fase iniziale del progetto) e da ottobre 2016 a settembre 2017 (fase finale di progetto). Tra aprile 2015 e settembre 2016 il monitoraggio ha avuto frequenza trimestrale (fase intermedia).

### *Matrici sedimento*

Il campionamento dei sedimenti è stato condotto due volte all'anno nelle 8 stazioni selezionate per il monitoraggio intensivo. In tutti i 35 siti sono state condotte due campagne, ad aprile 2014 e a giugno 2017.

### *Elementi di qualità biologica*

La fauna ittica e bentonica è stata campionata tutti gli anni dal 2014 al 2017 nelle 8 stazioni di monitoraggio intensivo per l'applicazione degli indici Habitat Fish Bio-Indicator Index (HFBI) (ISPRA, 2017) e Multivariate Azti Marine Biotic Index (M-AMBI) (Muxika et al., 2007), rispettivamente. Il campionamento della fauna ittica è stato effettuato in primavera ed autunno, mentre il campionamento dei macroinvertebrati bentonici solo in primavera.

Il campionamento delle macrofite (macroalghe e fanerogame), funzionale all'applicazione del Macrophyte Quality Index (MaQI) (Sfriso et al., 2014; 2009) è stato

condotto annualmente dal 2014 al 2017, in primavera e in autunno, in tutti 35 i siti di trapianto.

Per i dettagli sui parametri monitorati, metodiche e metodi, si rimanda ai protocolli di monitoraggio (LIFE SeResto, 2014a; LIFE SeResto 2014b).





### 3. RISULTATI DEL PROGETTO LIFE SERESTO

---

#### 3.1 -Efficacia dei trapianti

L'efficacia dei trapianti è stata valutata tramite misure dell'accrescimento delle zolle, stima della percentuale di attecchimento dei rizomi trapiantati, copertura all'interno dei siti di trapianto e mappatura indicativa della colonizzazione delle fanerogame nelle aree circostanti.

Il monitoraggio annuale dell'accrescimento delle zolle e della copertura delle fanerogame nei siti di intervento è stato condotto in diversi periodi (primavera, estate e autunno). In diversi siti di trapianto, infatti, *Z. marina* è risultata particolarmente sviluppata in tarda primavera, mentre in estate nei siti a minor ricambio perdeva le foglie a causa delle temperature più elevate. Diversamente *Z. noltei* e *R. cirrhosa* perdono le foglie nei mesi più freddi, risultando ancora poco visibili in primavera mentre presentano il massimo sviluppo in autunno. La stima dell'effettiva copertura delle fanerogame trapiantate ha richiesto quindi di disporre di osservazioni durante le diverse fasi vegetative delle piante acquatiche.

Avendo effettuato i primi trapianti nella primavera del 2014, i dati del monitoraggio fanno riferimento a 4 annualità complete di osservazione con campionamenti effettuati nell'estate ed autunno 2014 e primavera 2015 (primo anno: 2014-15); nell'estate ed autunno 2015 e primavera 2016 (secondo anno: 2015-16); nell'estate ed autunno 2016 e primavera 2017 (terzo anno: 2016-17); nell'estate e autunno 2017 e primavera 2018 (quarto anno: 2017-18). Per i 18 siti in cui il trapianto è stato effettuato nel 2015 (par.2.2), si dispone quindi di 3 annualità complete di osservazione (2015-16; 2016-17; 2017-18).

In Figura 10, sono riportati gli incrementi medi del diametro delle zolle<sup>1</sup> e la copertura percentuale di fanerogame nei siti di trapianto<sup>2</sup>.

Nella maggior parte dei siti è stato osservato un incremento del diametro medio delle zolle molto rilevante. Nei 17 siti di trapianto del I anno, il diametro medio delle zolle è cresciuto dai 30 cm iniziali (primavera 2014) a 82 cm dopo un anno (primavera 2015) fino a quasi 300 cm al quarto anno (primavera 2018). Analogamente nei 18 siti di trapianto del secondo anno, il diametro medio ha raggiunto i 68 cm in primavera 2016, e quasi 300 cm in primavera 2018.

In molti siti, in particolare a partire dal terzo anno di progetto, la copertura era prossima 100%, rendendo impossibile distinguere le singole zolle<sup>3</sup>, ormai confluite tra loro.

---

<sup>1</sup> Considerata la difficoltà di differenziare, dopo i primi mesi del trapianto, gli accrescimenti delle zolle da quelli dei rizomi, i dati riguardano tutte le zolle rilevate in campo con diametro superiore a 20 cm indipendentemente dalla loro origine.

<sup>2</sup> Per valutare il successo degli interventi a scala locale di sito di trapianto, la copertura delle fanerogame è stata valutata come % nell'area di 10 x 10 m dove sono state trapiantate le zolle e parte dei rizomi.

La valutazione dei risultati su scala più ampia, dovuta ai trapianti di rizomi e alla naturale dispersione dei semi prodotti dai trapianti anche fuori dell'area di 10 x 10 m è riportata in Figura 12, con l'indicazione di massima delle aree in cui è stata rilevata la presenza di fanerogame, con diverso grado di copertura.

<sup>3</sup> Nelle stazioni dove la copertura era del 100% e le singole zolle non erano più distinguibili, il diametro è stato considerato pari a 400 cm, corrispondente al massimo diametro rilevato prima del totale confluenza delle zolle.

Particolarmente efficace è risultato anche il trapianto dei rizomi, con una percentuale media di attecchimento di ca. il 40% ma con variazioni molto elevate tra i diversi siti (LIFE SeResto, 2017b, D.1.4). Le attività di dispersione dei rizomi si sono dimostrate molto efficaci (crescita media di 0.22 cm/giorno) e superiori a quelle delle zolle (crescita media di 0.16 cm/giorno). Questa tecnica, permettendo di intervenire su aree vaste con sforzo ridotto, aumenta le probabilità di trovare le condizioni favorevoli all'attecchimento, *a priori* difficili da individuare con certezza, dipendendo da fattori che variano molto anche su piccola scala, quali torbidità, profondità, caratteristiche fisiche del sedimento, correnti, ecc.

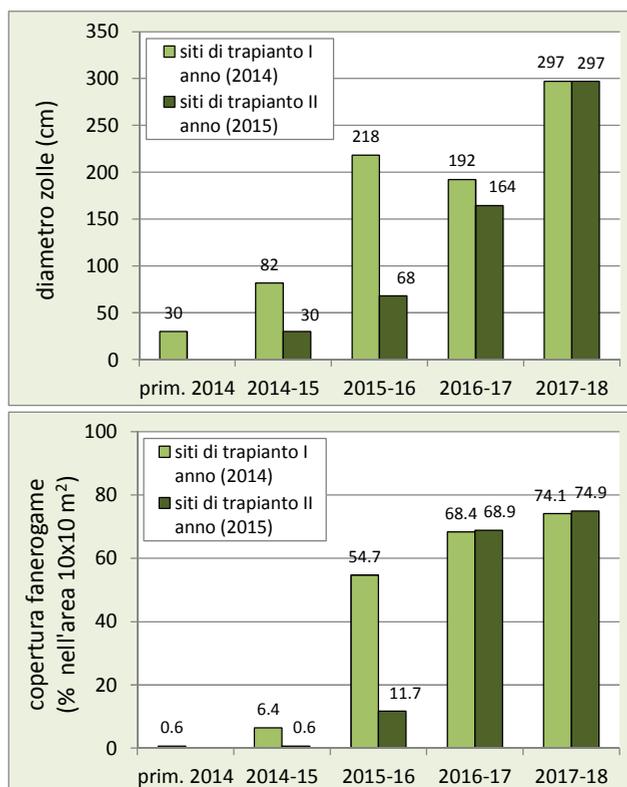


Figura 10 - Sopra, accrescimento del diametro medio delle zolle trapiantate. Sotto, copertura media delle fanerogame nei siti di trapianto, risultato congiunto dell'accrescimento di zolle e rizomi trapiantati e di dispersione dei semi da essi prodotti.

Il parametro più rappresentativo del successo degli interventi su scala locale è la copertura all'interno dell'area dei trapianti (superficie 10 x 10 m), risultato complessivo dell'espansione delle zolle, dei trapianti di rizomi e, soprattutto, dell'elevata proliferazione di nuovi rizomi, oltre alle nuove piante cresciute dai semi prodotti dalle fanerogame che hanno attecchito.

La maggior parte dei siti di trapianto ha evidenziato risultati molto positivi. Dalla copertura iniziale trascurabile, rappresentata dalle sole zolle trapiantate (0.64%), a fine progetto, in aprile 2018, la copertura media delle fanerogame nei 35 siti di trapianto è risultata pari a circa il 74%, senza differenze rilevanti tra i siti di trapianto del I e II anno (Figura 10). La crescita più rapida della copertura nei siti di trapianto del II anno è legata alla maggiore disponibilità di informazioni per la scelta della loro

localizzazione, condotta sulla base dei risultati ottenuti dai trapianti dell'anno precedente e selezionando le aree più favorevoli agli attecchimenti.

A livello di singolo sito di intervento, il successo dei trapianti è risultato estremamente variabile (Figura 11). A fine progetto (aprile 2018) in 22 siti la copertura è risultata del 100%, mentre in soli 4 siti (stazioni: 1, 2, 5, 6) i trapianti non hanno attecchito. In altri (stazioni 4, 6, 23, 32, 34) la copertura è stata trascurabile od inferiore al 10%, mentre nei siti 7, 25, 29, 31 la copertura ha presentato condizioni intermedie (media 40%). Nella stazione 8, che in primavera 2016 era completamente colonizzata da *R. cirrhosa* e *Z. noltei*, le praterie sono completamente regredite, ed attualmente la copertura è inferiore all'1%.

Tale variabilità nel successo dei trapianti è strettamente legata alle caratteristiche ambientali di ciascun sito, analizzate al par. 3.1.1. In generale, come prevedibile, i migliori risultati si sono ottenuti in aree con acque limpide e bassa trofia, in particolare con bassi tassi di sedimentazione, basse concentrazioni di nutrienti e scarsa copertura di macroalghe opportuniste.

Molte aree intorno ai siti di trapianto presentano ad oggi praterie estese per ettari, con fasce di larghezza di 20-50 metri, più o meno continue, specialmente lungo i margini delle barene, dei canali principali e *ghebi* (piccoli canali secondari). Dai rilievi e sopralluoghi condotti a fine progetto, è stato stimato che nell'area di intervento le fanerogame abbiano colonizzato, con diverso grado di copertura, un'area pari a circa 10 km<sup>2</sup> (Figura 12).



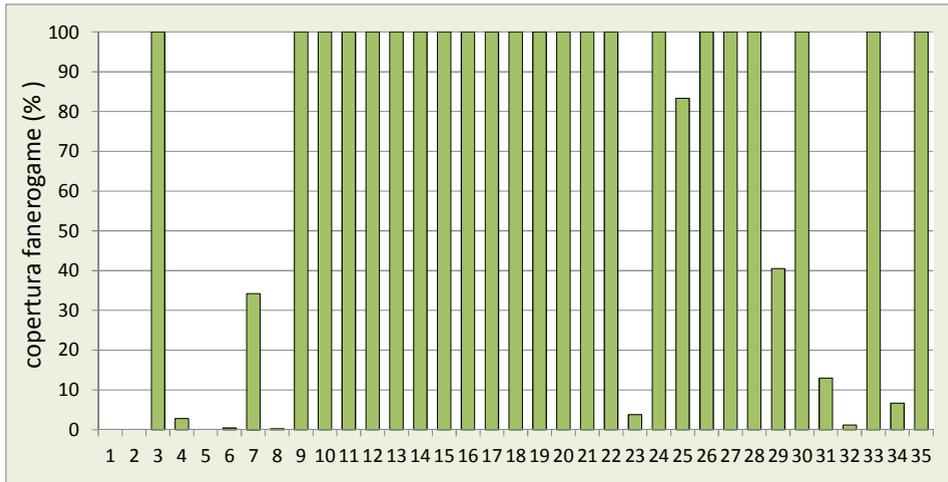
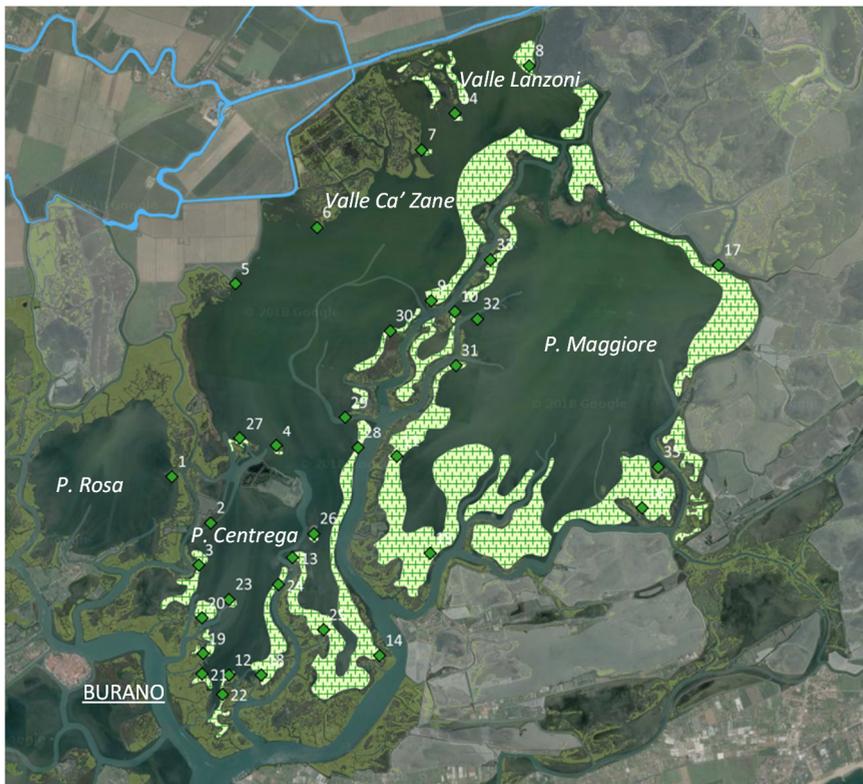


Figura 11 - Copertura di fanerogame presente nei 35 siti di trapianto, espressa come % riferita all'area 10 x 10 m, al termine del progetto (primavera 2018).



◆ Siti di trapianto LIFE SeResto      ▨ Area con presenza di fanerogame

Figura 12 - Mappa della presenza di fanerogame, con diverso grado di copertura, nell'area di intervento del LIFE SeResto a fine progetto (primavera 2018).

### 3.1.1 - Relazione tra parametri ambientali e successo dei trapianti

Durante l'intero periodo di progetto è stato condotto un monitoraggio dei principali fattori abiotici (Par. 2.3) generalmente riconosciuti come determinanti per la presenza di fanerogame acquatiche negli ambienti di transizione, quali torbidità, tassi di sedimentazione, concentrazione di nutrienti presenti in acqua e nei sedimenti superficiali e caratteristiche fisiche del fondale.

Una prima analisi della variabilità spaziale delle caratteristiche ambientali nei 35 siti di trapianto è stata eseguita tramite un'analisi della similarità [Multidimensional Scaling e Cluster Analysis], condotta, sulla base dei dati delle campagne di monitoraggio dell'acqua (maggio 2017) e del sedimento (giugno 2017) (Figura 13a,b). L'intersezione dei risultati, ottenuti separatamente sulle due matrici acqua e sedimento, ha permesso l'individuazione di 4 gruppi di stazioni (Figura 13c):

**Gruppo A:** stazioni posizionate lungo il margine Nord della laguna, caratterizzate da elevate concentrazioni di nutrienti nella colonna d'acqua e nei sedimenti;

**Gruppo B:** stazioni posizionate principalmente lungo il margine Nord-Est della laguna, in prossimità delle valli da pesca, caratterizzate da basse concentrazioni di nutrienti nella colonna d'acqua e nei sedimenti, ed elevata temperatura dell'acqua;

**Gruppo C:** stazioni localizzate lungo le barene che costeggiano canali mareali e *ghebi*, caratterizzate da bassa concentrazione di nutrienti nella colonna d'acqua e nei sedimenti, bassa concentrazione di carbonio organico disciolto e minore temperatura dell'acqua;

**Gruppo D:** simile al gruppo C, si differenzia per le caratteristiche dei sedimenti, che presentano maggiore densità e minore concentrazione di nutrienti.

I quattro gruppi, individuati sulla base delle caratteristiche ambientali abiotiche delle stazioni, trovano una chiara corrispondenza nel differente successo degli interventi di ripristino delle fanerogame. Gli interventi di trapianto hanno, infatti, dimostrato una scarsa efficacia nei siti appartenenti al gruppo A, caratterizzati dalle condizioni maggiormente eutrofizzate, mentre le più elevate coperture di fanerogame sono state rilevate nei siti appartenenti ai gruppi C e D (Figura 14). Questi siti sono risultati particolarmente idonei alla colonizzazione delle fanerogame, grazie alle basse concentrazioni di nutrienti e alla maggiore vivificazione da parte delle correnti mareali, con conseguenti minori escursioni della temperatura dell'acqua, mediamente più bassa, e una migliore ossigenazione. In passato infatti, questi siti sono risultati essere tra quelli maggiormente caratterizzati dalla presenza di fanerogame, colonizzati fino all'inizio degli anni '90 in particolare da *Z. noltei*, proprio lungo le velme al margine di canali, *ghebi* e barene.

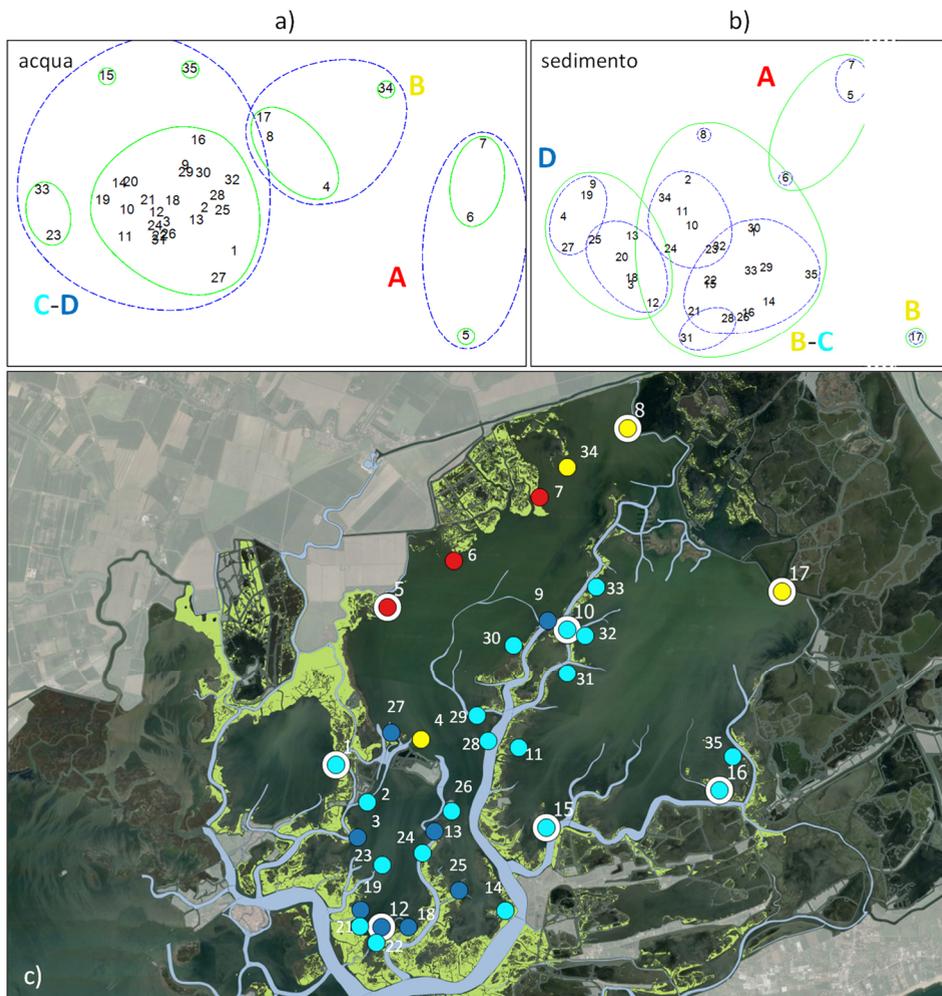


Figura 13 - Mappa dei 4 gruppi di stazioni derivanti dall'analisi di similarità delle caratteristiche fisico-chimiche di acqua e sedimento (gruppo A, in rosso; gruppo B, in giallo; gruppo C, in azzurro; gruppo D, in blu). L'analisi di similarità è stata condotta separatamente per la matrice acqua (a) [campagna del 16 Maggio 2017] e per la matrice sedimento (b) [campagna del 8-12 giugno 2017]. I gruppi di stazioni riportati nella mappa (c) sono stati definiti intersecando i due risultati. Con un cerchio bianco sono evidenziate le 8 stazioni nelle quali è stato condotto un monitoraggio intensivo.

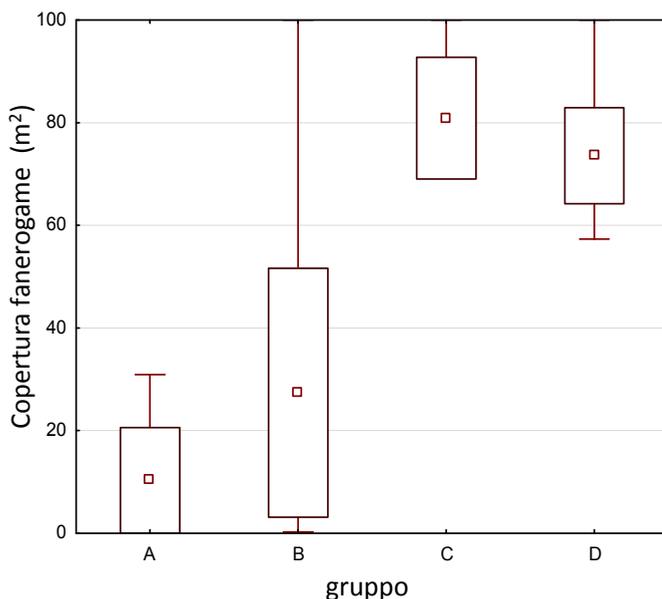


Figura 14 - Successo dei trapianti in ciascun gruppo di stazioni individuato tramite l'analisi di similarità (Figura 13c), valutato come copertura % nell'ultimo anno di progetto (2017), riferita all'area di 100 m<sup>2</sup> in cui sono state trapiantate le zolle di fanerogame. Nel grafico sono riportati: media; media  $\pm$  SE; non-outlier range.

Dall'analisi di similarità, tutti i gruppi sono risultati rappresentati da almeno una delle 8 stazioni selezionate a priori, a inizio progetto, per il monitoraggio intensivo dei parametri ecologici. Sebbene condotta su una singola campagna di monitoraggio, tale osservazione rafforza la scelta delle 8 stazioni selezionate per il monitoraggio intensivo, indicando che i valori medi annui e la variabilità temporale dei parametri ambientali indagati con frequenza mensile e trimestrale (par. 2.3) in queste stazioni, possono essere considerati sufficientemente rappresentativi della variabilità dell'intera area di intervento.

In Figura 15a,b,c sono riportate le statistiche descrittive di alcuni dei parametri indagati (Azoto Inorganico Disciolto, DIN; Ortofosfato, RP; tassi di sedimentazione, SPM), messe a confronto con il grado di successo degli interventi di trapianto (Figura 15 d). I risultati sono riportati separatamente per il monitoraggio mensile condotto a inizio progetto (aprile 2014 - marzo 2015) e a fine progetto (ottobre 2016 - settembre 2017) in modo tale da evidenziare eventuali variazioni osservate tra i due periodi. La copertura di fanerogame, rilevata nei siti di intervento nell'area 10 x 10 m, sono riportate per le quattro annualità di monitoraggio (Figura 15d).

Le stazioni 1 e 5, localizzate nella zona più influenzata dagli apporti del bacino idrografico e nelle quali il trapianto di fanerogame non ha avuto successo, hanno presentato le concentrazioni di nutrienti più elevate (Figura 15a,b), in particolare ad inizio progetto, nel periodo in cui sono stati effettuati i trapianti di zolle (concentrazioni DIN: st. 1, 378 $\pm$ 261  $\mu$ g/l; st. 5, 390 $\pm$ 223  $\mu$ g/l; concentrazioni RP: st. 1, 8.3 $\pm$ 4.2  $\mu$ g/l; st. 5, 12.0 $\pm$  8.8  $\mu$ g/l). Nelle altre stazioni le concentrazioni medie di nutrienti sono risultate molto più basse, ampiamente inferiori ai limiti indicati dal DM 260/2010 per la classificazione dello stato ecologico (DIN 253  $\mu$ g/l ; RP 15  $\mu$ g/l per corpi idrici eualini).

Un altro fattore rilevante per la colonizzazione delle fanerogame è il tasso di sedimentazione, parametro che fornisce una stima della risospensione e deposizione dei sedimenti, e quindi, indirettamente, anche della torbidità dell'acqua, integrata nel tempo. Nel periodo 2014/15, nelle stazioni 8 e 17, in cui è stato osservato il maggiore sviluppo delle fanerogame, con copertura prossima al 100%, sono stati rilevati tassi di sedimentazione particolarmente bassi (st. 8,  $43.1 \pm 47.0$  g/m<sup>2</sup>/d; st. 17,  $41.1 \pm 48.8$  g/m<sup>2</sup>/d) (Figura 15 c), inferiore di un ordine di grandezza rispetto al valore medio rilevato nelle altre stazioni ( $430 \pm 394$  g/m<sup>2</sup>/d).

Nell'ultimo anno di monitoraggio (2016/17) è stata rilevata un'inversione di tendenza, con un rilevante aumento dei tassi di sedimentazione proprio nelle stazioni 8 e 17 (rispettivamente:  $669 \pm 323$ , +1550 % e  $726 \pm 421$  g/m<sup>2</sup>/d, +1770 %), più elevati rispetto a tutte le altre stazioni, nelle quali, al contrario, il valore medio è sceso a  $270 \pm 293$  g/m<sup>2</sup>/d. La st. 8 ha risentito di questo aumento dei tassi di sedimentazione, con una regressione quasi totale delle praterie presenti, mentre nella st. 17 risultano ancora ampiamente diffuse. La variazione dei tassi di sedimentazione osservata è collegabile, in prima ipotesi, ad una maggiore frequenza e intensità dei venti da Sud, a cui tali stazioni sono maggiormente esposte, con conseguente aumento dei fenomeni di risospensione e deposizione del sedimento. È comunque possibile che le fanerogame abbiano al momento solo perso le foglie, e che i rizomi siano ancora presenti nel sedimento, oppure che nei sedimenti sia presente un'elevata concentrazione di semi, e che le fanerogame possano quindi ricolonizzare velocemente l'area nel caso in cui le condizioni tornassero idonee.

L'esperienza maturata nei quattro anni di progetto e l'analisi della relazione tra fattori ambientali e successo dei trapianti, hanno permesso di definire alcuni valori guida per l'individuazione dei siti potenzialmente idonei per interventi di ripristino delle praterie di fanerogame acquatiche (LIFE SeResto, 2017a; Tabella 2) negli ambienti di transizione. Condizioni ambientali di bassa trofia e di assenza di fenomeni di risospensione e deposizione di sedimenti risultano i parametri chiave per definire aree a vocazione di fanerogame.

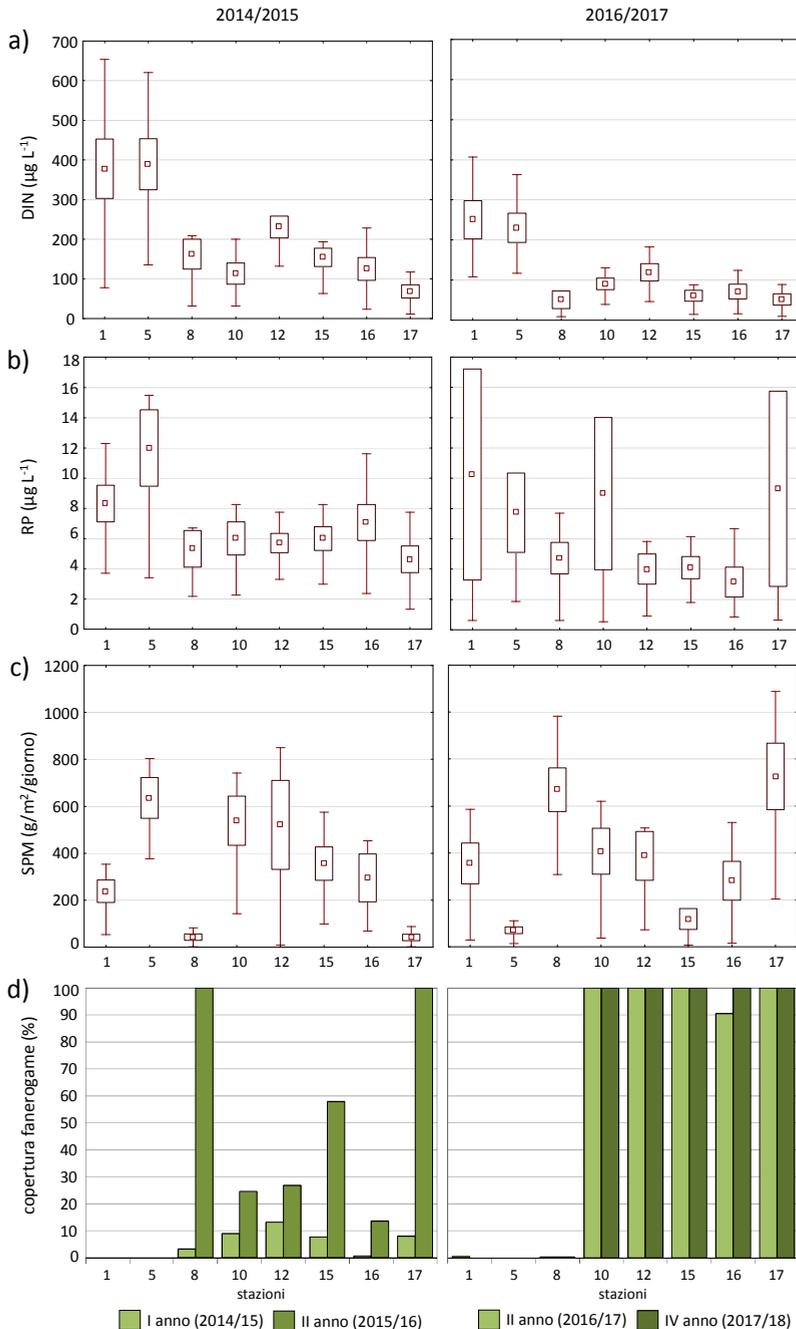


Figura 15 - Confronto tra qualità fisico-chimica della colonna d'acqua e successo dei trapianti nelle 8 stazioni monitorate mensilmente a inizio progetto, a sinistra, e fine progetto, a destra. a) Concentrazione dell'azoto inorganico disciolto; b) concentrazione del fosforo reattivo; c) tassi di sedimentazione. Nei box plot sono riportati: media, media  $\pm$  SE, non-outlier range. La copertura delle fanerogame [d] è riportata per le quattro annualità di monitoraggio.

*Tabella 2 - Valori guida (media annua) individuati nell'ambito del progetto LIFE SeResto come riferimento per una preliminare selezione di siti in cui le condizioni abiotiche sono compatibili con l'attecchimento di fanerogame acquatiche.*

VALORI INDICATIVI PER LA SELEZIONE DEI SITI DI TRAPIANTO	
Parametri ambientali	Valori soglia
Fosforo reattivo in acqua	<0.2 $\mu\text{M}$
Nitriti in acqua	<0.5 $\mu\text{M}$
Azoto totale disciolto in acqua	<15 $\mu\text{M}$
Tassi di sedimentazione	<500 $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$
Fosforo organico nel sedimento	<150 $\mu\text{g g}^{-1}$



foto di Gianluca Franceschini

## 3.2 – Ripristino del grado di conservazione dell'habitat 1150\* Lagune costiere

### 3.2.1 – Metodologia sperimentale per la quantificazione del grado di conservazione

La Direttiva Habitat e la normativa regionale di riferimento (Regione del Veneto, DGR n.1400 del 29.08.2017; DGR n.1066 del 17.04.2007) prevedono che il grado di conservazione (GdC) degli habitat sia valutato tramite tre sottocriteri: i) il grado di conservazione della struttura, ii) il grado di conservazione delle funzioni, iii) la possibilità di ripristino, e che venga espresso come:

*A: conservazione eccellente*

*B: conservazione buona*

*C: conservazione media o ridotta*

A livello nazionale e regionale, non sono però al momento disponibili metodi quantitativi per la valutazione di tali sottocriteri. Considerato che il ripristino dell'habitat 1150\* è uno dei principali obiettivi del progetto LIFE SeResto, si è ritenuto utile definire una metodologia sperimentale per la quantificazione del grado di conservazione della struttura e delle funzioni nei siti di intervento.

Si tratta di una metodologia preliminare, messa a punto per la valutazione dei risultati del Life SeResto e tarata quindi sui dati disponibili dal monitoraggio condotto nell'ambito del progetto. Una sua eventuale generalizzazione ed utilizzo a scala nazionale necessiterebbe di ulteriori approfondimenti, sia in termini di parametri da considerare, sia a livello di scala alla quale le metriche vengono calcolate (singola stazione, macroarea, intero SIC).

#### *Grado di conservazione della struttura*

Per la valutazione del grado di conservazione della struttura sono state individuate due metriche, entrambe definite a scala di stazione di monitoraggio:

1. copertura percentuale delle fanerogame
2. stato trofico, valutato tramite il Transitional Water Quality Index, TWQI (Giordani et al., 2009).

La scelta della prima metrica è stata fatta in riferimento alla descrizione dell'habitat Lagune costiere fornita dal "Manuale italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE" (Biondi & Blasi, 2009) e dal Protocollo SPA-BIO (Relini & Giaccone, 2009), che individua le praterie di fanerogame marine come prioritarie per la sua conservazione.

La seconda metrica è, invece, rappresentativa della successione ecologica che caratterizza il passaggio da condizioni indisturbate (pristine) a condizioni eutrofizzate (Viarelli et al. 2008; Sfriso et al., 2014). Il TWQI è un indicatore multimetrico specifico per le acque di transizione, che integra i principali fattori causali (concentrazioni di azoto inorganico disciolto e fosforo inorganico disciolto), i produttori primari (biomassa del fitoplancton espressa come concentrazione della Clorofilla-*a*, copertura percentuale delle fanerogame acquatiche, copertura percentuale delle macroalghe opportuniste) e gli indicatori di effetto dell'eutrofizzazione (percentuale di saturazione ossigeno disciolto). Il valore dell'indice varia tra 0 (condizioni estremamente eutrofizzate) e 100 (condizioni pristine). La suddivisione in classi è tratta da Christia et al. (2014): TWQI < 40 "bad", 41-50 "poor", 51-60 "moderate", 61-80 "good" and TWQI > 80 "high".

Il grado di conservazione dell'habitat 1150\* è stato definito combinando le due metriche secondo la matrice riportata in Figura 16. Nei casi di indicazioni contrastanti tra le due metriche (segnati in tabella con un asterisco), la valutazione del grado di conservazione è stata integrata con la valutazione dei *trend* delle metriche stesse.

			fanerogame		
			assenti	0-25%	>25%
TWQI	B-P	<50	III	II/III*	II/III*
	M	50-60	II/III**	II	I/II*
	G-H	>60	II/III**	I/II**	I

Figura 16 - Matrice per il calcolo del grado di conservazione della struttura nell'habitat 1150\* Lagune costiere nell'ambito del progetto LIFE SeResto. I: struttura eccellente; II: struttura ben conservata; III: struttura mediamente o parzialmente degradata. \* verifica su trend TWQI; \*\* verifica su trend copertura % di fanerogame; assegnazione al GdC più elevato in caso di trend positivo.

#### Grado di conservazione delle funzioni

Il grado di conservazione delle funzioni rappresenta il mantenimento delle interazioni tra componenti biotiche e abiotiche degli ecosistemi, oltre che le capacità di mantenimento futuro della sua struttura.

Il grado di conservazione delle funzioni dell'habitat 1150\* è stato definito sulla base dello stato delle comunità ittiche (Habitat Fish Bio-indicator, ISPRA; 2018) e macrozoobentoniche (Muxika et al., 2007) (Figura 17). Tale scelta si basa sulla considerazione che un ambiente in cui l'interazione tra le componenti abiotiche e biotiche non risultino alterate, sia in grado di svolgere correttamente la sua funzione di habitat di specie e ospitare comunità biologiche ben strutturate. Nei casi in cui le due metriche forniscano indicazioni contrastanti, la valutazione è stata integrata con la valutazione dello stato delle macrofite acquatiche (macroalghe e fanerogame), tramite l'indice MaQI (Macrophyte Quality Index, Sfriso et al., 2014). Per il calcolo degli indicatori delle comunità biologiche si veda il par. 3.3.1.

La metodologia utilizzata non prevede, per la valutazione del grado di conservazione delle funzioni, metriche relative alla capacità di mantenimento futuro della struttura dell'habitat. Tale aspetto è stato considerato in parte nella valutazione della struttura, con il riferimento ai *trend* in atto di copertura di fanerogame e di stato trofico.

			fauna ittica (HBFI)		
			H-G	M	P-B
			I	II	III
Benthos (M-AMBI)	H-G	I	I	I/II	III/II*
	M	II	I/II	II	III/II*
	B-P	III	III/II*	III/II*	III

Figura 17 - Matrice per il calcolo del grado di conservazione delle funzioni nell'habitat 1150\* Lagune costiere nell'ambito del progetto LIFE SeResto. I: funzioni eccellenti; II: funzioni buone; III: funzioni degradate/sfavorevoli. \* valutazione tramite MaQI, con assegnazione al GdC delle funzioni più elevato in caso di stato buono o elevato.

### 3.2.2- Il grado di conservazione dell'habitat 1150\* nei siti di intervento

La metodologia sopra descritta ha consentito di valutare la variazione del grado di conservazione dell'habitat 1150\* nei 35 siti di intervento a inizio e fine progetto.

Per il calcolo delle due metriche che definiscono il grado di conservazione della struttura a inizio progetto, sono stati utilizzati i seguenti dati di monitoraggio:

- copertura percentuale delle fanerogame e delle macroalghe rilevata nella primavera del 2014 e nella primavera del 2015, rispettivamente nei siti di trapianto del I e II anno;
- dati dei parametri abiotici e della clorofilla, necessari per il calcolo del TWQI, rilevati nella campagna di monitoraggio dell'acqua ad aprile 2014 e a maggio 2015, rispettivamente nei siti di trapianto del I e II anno.

Per la definizione del GdC della struttura a fine progetto, sono stati utilizzati i dati di copertura di fanerogame e macroalghe rilevati nella primavera del 2017 e i dati abiotici derivanti dalla campagna di monitoraggio dell'acqua condotta a maggio 2017.

I risultati ottenuti indicano un evidente miglioramento del grado di conservazione della struttura dell'habitat nei siti di intervento (Figura 18). Prima degli interventi di trapianto (2014/15) la struttura dell'habitat presentava una conservazione "buona" (II) o "degradata" (III), mentre solo in 6 siti la conservazione risultava eccellente (I). I dati del 2017 indicano come a fine progetto ben 24 siti presentino una conservazione "eccellente", mentre risulti "degradata" in un solo sito.

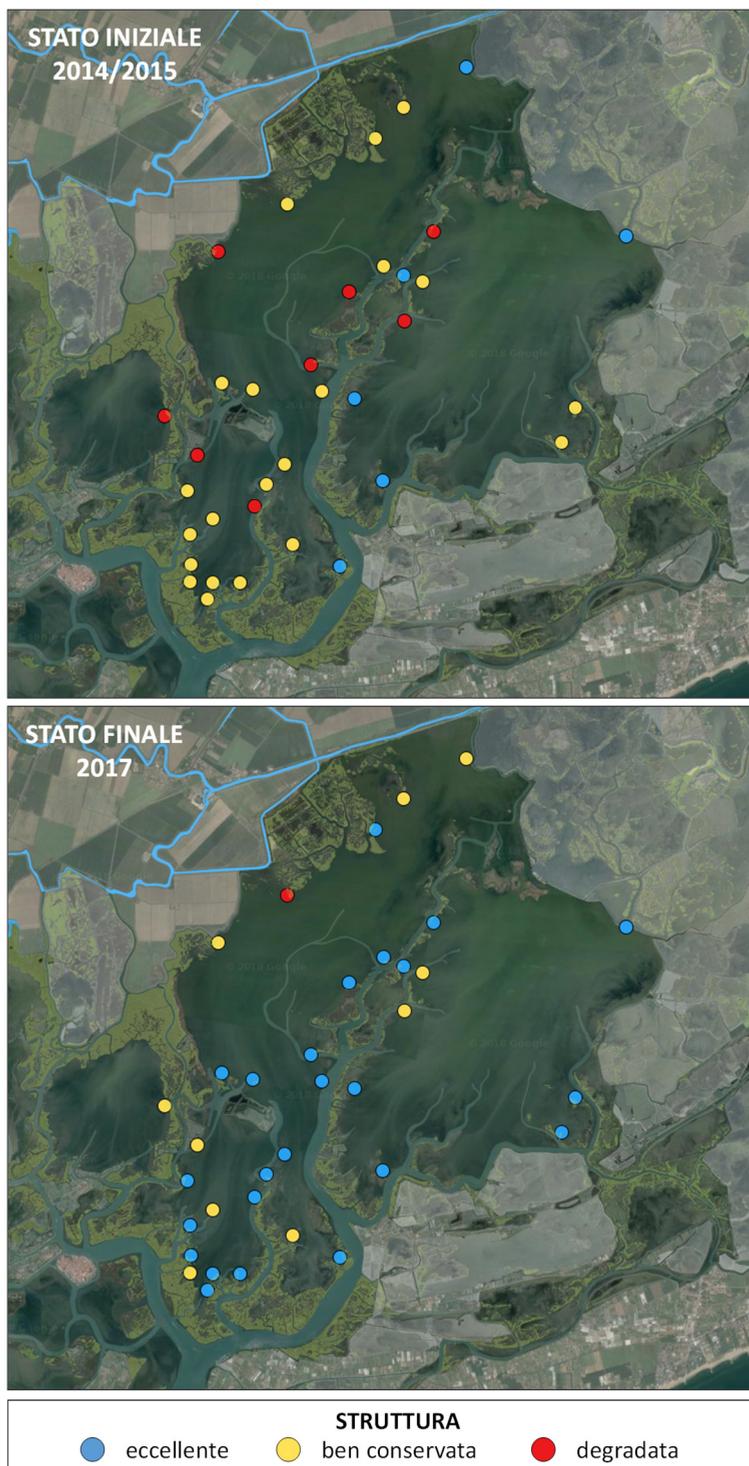


Figura 18 - Grado di conservazione della struttura dell'habitat 1150\* nei siti di intervento ad inizio progetto (2014/2015) e nell'ultimo anno di progetto (2017).

Entrambe le metriche utilizzate per la definizione della struttura dell'habitat (par. 3.2.1) hanno contribuito al miglioramento del grado di conservazione. Lo stato trofico è passato complessivamente da una condizione "moderate" (TWQI tra 50 e 60) a "good" (TWQI tra 60 e 80) (Figura 19a); particolarmente rilevante è la diminuzione dei siti con uno stato trofico "bad" o "poor", rappresentativo di condizioni a rischio eutrofizzazione, da 11 siti nel 2014/15 a soli 2 siti nel 2017. Le fanerogame, assenti quasi ovunque prima degli interventi, nel periodo di progetto hanno colonizzato gran parte dei siti, con un valore mediano della percentuale di copertura, nel 2017, pari al 55% (Figura 19b).

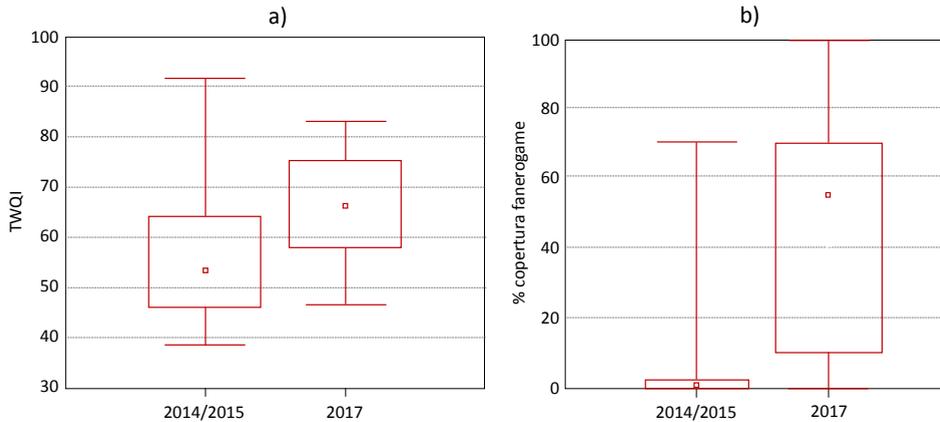


Figura 19 - Metriche per il calcolo del grado di conservazione della struttura dell'habitat 1150\* nei siti di intervento ad inizio progetto (2014/2015) e a fine progetto (2017). a) Stato trofico valutato tramite l'indice TWQI; b) copertura della fanerogame marine. Nei grafici sono riportati i valori della mediana, 25° e 75°, massimo e minimo.

Il grado di conservazione delle funzioni è stato valutato solo nelle 8 stazioni selezionate per il monitoraggio intensivo dei parametri ecologici, per le quali si dispone dei dati di fauna ittica e macroinvertebrati bentonici necessari per il calcolo degli indici HFBI e M-AMBI. I risultati indicano un miglioramento anche del grado di conservazione delle funzioni dell'habitat, da uno stato prevalentemente degradato prima degli interventi (2014), a una conservazione buona/eccellente a fine progetto (2017) (Figura 20).

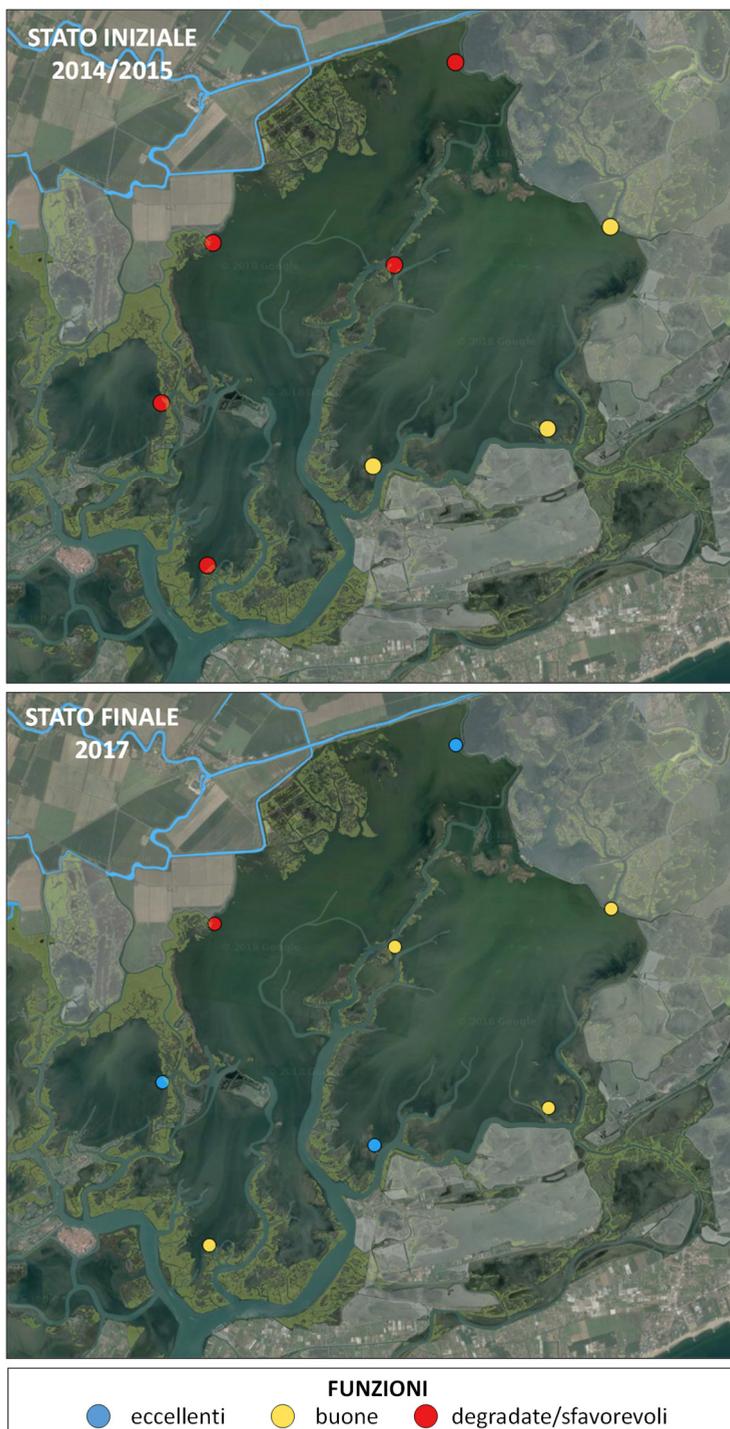


Figura 20 - Grado di conservazione delle funzioni dell'habitat 1150\* nei siti di intervento ad inizio progetto (2014) e nell'ultimo anno di progetto (2017).

### 3.3–Ripristino dello stato ecologico dei corpi idrici

Nel progetto LIFE SeResto “*A new strategic approach to meet HD & WFD objectives*”, il ripristino delle fanerogame è stato condotto anche come misura per il miglioramento dello stato ecologico dei corpi idrici ai sensi della Direttiva 2000/60/CE.

La presenza di fanerogame può infatti innescare un processo di miglioramento della qualità complessiva dell'ambiente acquatico, grazie alle loro molteplici funzioni ecosistemiche e, in particolare, alla loro capacità di creare un habitat favorevole per la macrofauna bentonica e la fauna ittica.

Nell'ambito del progetto, il miglioramento della qualità ecologica nel breve-medio periodo è stato monitorato in prossimità delle aree di trapianto. Successivamente, mano a mano che le praterie si strutturano e si espandono, potrà interessare aree più vaste, con un beneficio a scala di corpo idrico.

#### 3.3.1 – Indicatori di qualità ecologica dei corpi idrici di transizione

Il miglioramento dello stato ecologico nei siti di intervento del LIFE SeResto è stato valutato tramite gli elementi di qualità biologica previsti dal DM 260/2010 per la valutazione dello stato ecologico ai sensi della Direttiva 2000/60/CE: le macrofite, con l'indice MaQI (Sfriso et al., 2014) e i macroinvertebrati bentonici, con l'indice M-AMBI (Muxika et al., 2007). Per la valutazione dello stato della fauna ittica è stato utilizzato l'indice HFBI (ISPPA, 2017), recentemente incluso nella Decisione della Commissione Europea 2018/229/EU.

In Tabella 3 sono riportati i limiti di classe per la classificazione dello stato ecologico degli elementi di qualità biologica.

*Tabella 3 - Limiti di classe per la classificazione dello stato ecologico degli elementi di qualità biologica macrofite (MaQI), macroinvertebrati bentonici (M-AMBI) e fauna ittica (HFBI).*

Indice	limiti di classe di qualità ecologica			
	Cattivo/Scarso	Scarso/Sufficiente	Sufficiente/Buono	Buono/Elevato
MaQI	0.20	0.40	0.60	0.80
HFBI	0.11	0.33	0.55	0.94
M-AMBI	0.46	0.57	0,71	0.96

### 3.3.2- Lo stato ecologico nei siti di intervento

Lo stato delle macrofite acquatiche ha risposto molto positivamente al ripristino delle praterie di fanerogame. Al termine del progetto, 28 stazioni sono risultate classificate in stato "buono" o "elevato", con un evidente miglioramento rispetto alle condizioni iniziali, prima del trapianto effettuato nel 2014/2015 nei siti del I e II anno rispettivamente (Figura 21). Nelle prime 17 stazioni, in cui sono disponibili quattro annualità di dati, il valore del MaQI è cresciuto da una media di 0.44 [sufficiente] ad ottobre nel 2014, dopo 6 mesi dall'inizio del progetto, a una media di 0.71 [buono] nel 2017. Nelle altre 18 stazioni, in cui invece si dispone di solo 3 annualità di misure, l'indice MaQI è passato da 0.41 [sufficiente] ad ottobre 2015, dopo 6 mesi dai trapianti, a 0.69 [buono]. Va specificato che per il calcolo del MaQI non sono state considerate le fanerogame presenti all'interno dell'area 10 x 10 m in cui sono stati effettuati i trapianti (par. 2.2), ma solo la copertura derivante dalla naturale diffusione delle fanerogame nell'area circostante. Oltre alla maggiore percentuale di copertura delle fanerogame, al miglioramento del valore del MaQI ha contribuito la metrica relativa alla presenza di macroalghe di elevata qualità ecologica (Sfriso et al., 2014), passate da una media di 1.5-2.2 specie per stazione nel 2014/15 a 3.6-3.9 nel 2017.

Anche lo stato ecologico della fauna ittica ha evidenziato un generale miglioramento. Complessivamente, il valore medio dell'indice HFBI nelle stazioni è cresciuto da 0.28 [scarso] nel 2014 a 0.53 [sufficiente] nel 2017. Al termine del progetto, in 4 stazioni su 8 lo stato è risultato buono o elevato (Figura 22a).

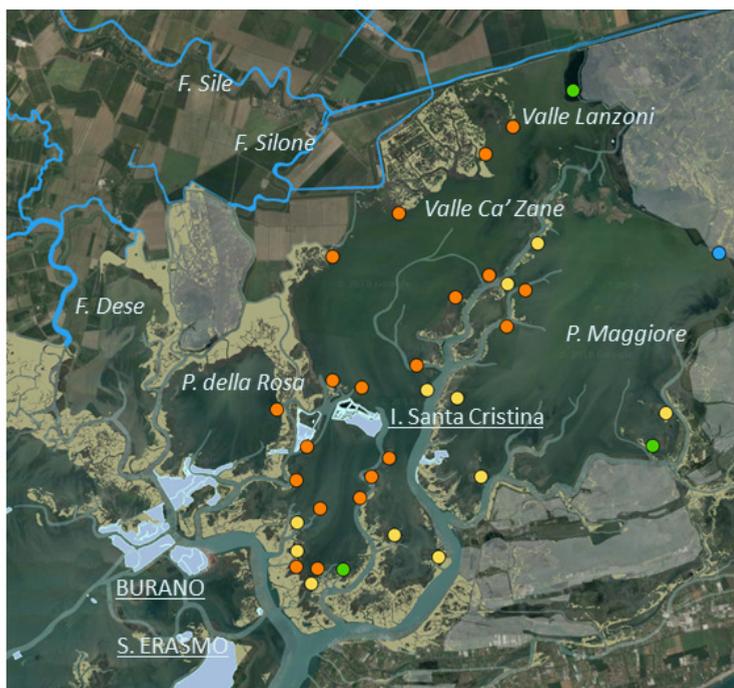
Si notano comunque evidenti differenze tra i due corpi idrici coinvolti nel progetto. Nel corpo idrico polialino confinato, lo stato della fauna ittica è cresciuto mediamente da 0.09 [cattivo] nel 2014 a 0.27 [scarso] nel 2017. Nel corpo idrico eualino confinato, dove tra l'altro si sono osservati un migliore attecchimento ed espansione dei trapianti, lo stato della fauna ittica è cresciuto mediamente da 0.40 [sufficiente] nel 2014 a 0.69 [buono] nel 2017.

Pur trattandosi sicuramente di risultati incoraggianti, è necessaria cautela nell'interpretazione di tali miglioramenti, in quanto lo stato delle macrofite e della comunità ittica può essere influenzato da molteplici fattori, di natura meteorologica e antropica, che agiscono su una scala spaziale e temporale più ampia rispetto a quella del progetto.

Sicuramente gli interventi di trapianto hanno favorito il significativo aumento della copertura di fanerogame rilevato negli ultimi anni, e il ripristino di tale habitat ha contribuito al miglioramento dello stato delle comunità ittiche. Una robusta valutazione dell'inversione del *trend* di regressione delle praterie e i benefici sulle comunità biologiche richiede però una lunga serie temporale di dati, che permetta di distinguere le elevate variazioni inter-annuali tipiche degli ambienti di transizione.

Alcuni segnali di miglioramento, meno evidenti rispetto agli altri elementi biologici, sono stati osservati anche nello stato dei macroinvertebrati bentonici. Sebbene complessivamente il valore medio del M-AMBI sia rimasto invariato tra il 2014 e il 2017 (0.63 e 0.64, rispettivamente), rappresentativo di uno stato "sufficiente", è aumentato il numero di stazioni in stato "buono" (Figura 22b).

**Primo anno  
di trapianto  
fanerogame  
(2014-2015)**



**Termine  
progetto  
(2017)**



*Figura 21 - Stato ecologico delle macrofite valutato con l'indice MaQI nei siti di intervento ad inizio progetto (2014/2015) e a fine progetto (2017).*

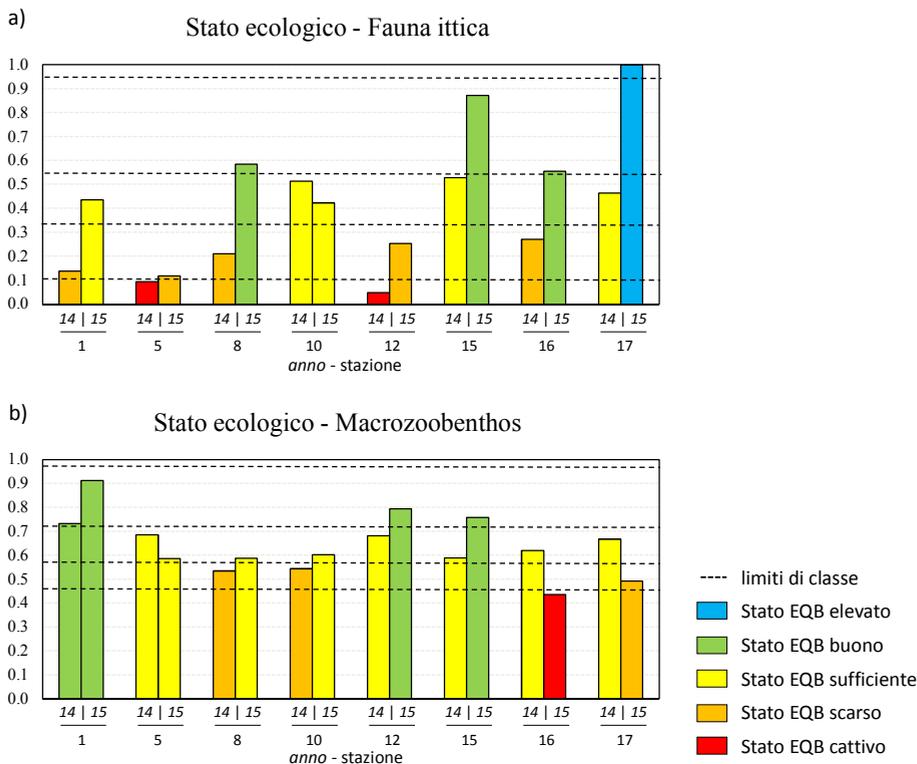


Figura 22 - Stato ecologico della fauna ittica valutato tramite l'indice HBFI (a) e del macrozoobenthos valutato tramite l'indice M-AMBI (b). Per ciascuna stazione è riportato lo stato ad inizio progetto (2014) e nell'ultimo anno di progetto (2017). Le linee tratteggiate indicano i limiti di classe, mentre il colore delle barre indica lo stato ecologico.

Va considerato, inoltre, che nei quattro anni di monitoraggio i campionamenti della fauna bentonica sono stati condotti sempre su fondale nudo (o con modesta copertura di macroalghe), anche nelle stazioni in cui erano presenti fanerogame. Tale strategia di campionamento è stata scelta sia per non danneggiare le fanerogame in via di sviluppo prima che formassero praterie sufficientemente strutturate, sia per permettere il confronto tra i diversi anni tra dati derivanti da campioni acquisiti nello stesso habitat. Così facendo il campionamento non ha permesso di rilevare integralmente la variazione della struttura della comunità bentonica nei vari siti, ed in particolare proprio in relazione alle specie caratteristiche dell'habitat a fanerogame oggetto del ripristino.

Per tale motivo, nel 2017, nei siti in cui erano presenti praterie di fanerogame sufficientemente strutturate da non rischiare di essere danneggiate, il campionamento dei macroinvertebrati bentonici è stato condotto su due stazioni per sito (3 repliche per stazione), una su fondale nudo e una su fondale vegetato da fanerogame. I risultati (Figura 23) hanno evidenziato un valore dell'indice M-AMBI maggiore nelle stazioni vegetate, con una differenza tale da passare da un valore dell'indice corrispondente

allo stato "sufficiente" (0.61) ad un valore corrispondente ad uno stato ecologico "buono" (0.73).

Questi dati suggeriscono che il ripristino di fanerogame stia influenzando positivamente anche lo stato della fauna macrobentonica. Analogamente a quanto già osservato in relazione ai *trend* di miglioramento delle macrofite e della fauna ittica, anche per i macroinvertebrati bentonici indicazioni più robuste necessitano di serie temporali più lunghe. Inoltre, per ottenere risultati apprezzabili su ampia scala, la fauna bentonica richiede sicuramente tempi più lunghi, considerata la minore mobilità delle specie.

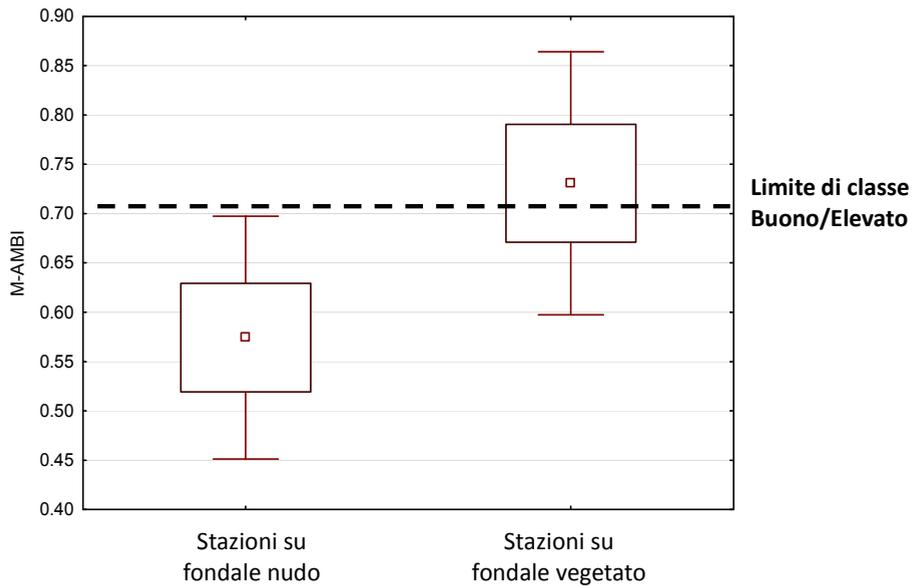


Figura 23 - Stato di qualità dei macroinvertebrati bentonici nei siti caratterizzati dalla presenza di fanerogame (8, 10, 15, 16, 17), ottenuti selezionando, in ciascun sito, in stazioni su posizionate su fondale nudo e su fondale vegetato da fanerogame. Nel grafico sono riportati: media; media  $\pm$  SE; non-outlier range.



## CONCLUSIONI

---

Il progetto LIFE SeResto, finanziato dall'Unione Europea nell'ambito del Programma LIFE+ Natura 2012, è iniziato nel 2014 e si è concluso ad aprile 2018. Il progetto ha avuto come principale obiettivo il ripristino e la conservazione dell'habitat acquatico prioritario 1150\* (Lagune costiere) nel SIC Laguna Superiore di Venezia (IT3250031), dove tale habitat copre circa 3.660 ha, tramite trapianti diffusi di fanerogame marine. Il progetto è stato coordinato dall'Università Ca' Foscari di Venezia e ha coinvolto Amministrazioni (Proveditorato Interregionale alle Opere Pubbliche per il Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia), Istituti di Ricerca presenti nel territorio (ISPRA) e i principali portatori di interesse, tramite l'associazione Laguna Venexiana Onlus.

I risultati ottenuti dal progetto LIFE SeResto sono stati estremamente positivi. A quattro anni dalle prime attività di trapianto di zolle e rizomi, le praterie di fanerogame si sono espanse, con diversi gradi di copertura, su una superficie di circa 10 km<sup>2</sup>, pari a oltre il 25% dell'area di progetto. La strategia adottata, che ha previsto il trapianto manuale di rizomi e di zolle di piccole dimensioni con funzione di innesco della naturale propagazione delle piante acquatiche, si è dimostrata efficace per una riforestazione su larga scala.

Al fine di favorire la trasferibilità del progetto in altri siti sul territorio nazionale, nel 2017 è stata prodotta la linea guida "*Trapianto delle piante acquatiche per il ripristino dell'habitat lagune costiere - linee guida dall'esperienza del progetto LIFE SeResto*", contenente indicazioni operative per la selezione dei siti, sulle tecniche di trapianto e per le successive attività di monitoraggio.

L'intento del presente Quaderno ISPRA della collana Ricerca Marina è di proseguire nella divulgazione dei risultati ottenuti e delle *best practice* messe a punto nell'ambito del progetto, evidenziando le potenzialità della strategia di intervento adottata, come misura a supporto del raggiungimento degli obiettivi ambientali fissati dalla normativa italiana ed europea. I risultati dell'intensa attività di monitoraggio condotta hanno infatti messo in evidenza come l'espansione delle praterie di fanerogame marine abbia portato un significativo miglioramento generale, nei siti di intervento, sia del Grado di Conservazione dell'habitat 1150\* Lagune costiere, sia dello stato ecologico valutato ai sensi della Direttiva 2000/60/CE tramite diversi elementi di qualità biologica.

Si tratta di risultati sicuramente incoraggianti, che necessitano però di cautela nella loro interpretazione, in quanto negli ambienti di transizione la diffusione delle fanerogame, così come lo stato della flora e fauna acquatica, può essere influenzato da molteplici fattori, di natura meteorologica e antropica, che agiscono su una scala spaziale e temporale più ampia rispetto a quella di progetto. Le future attività di monitoraggio, condotte sia a livello Istituzionale dalla Regione Veneto in collaborazione con ARPA Veneto, sia nell'ambito di ulteriori progetti quali il LIFE Lagoon Refresh di cui ISPRA è coordinatore, potranno incrementare la serie storica di dati e garantire un'analisi a lungo termine del trend di miglioramento osservato in questi anni e descritto nel presente Quaderno.

Vale la pena concludere richiamando l'attenzione sul fatto che gli interventi di trapianto di fanerogame non rappresentano di per sé la soluzione per l'inversione del degrado degli ambienti lagunari. L'esperienza del progetto LIFE SeResto ha confermato, come già noto in bibliografia, come il successo di queste azioni di ripristino sia strettamente

legato alle condizioni abiotiche dei siti in cui vengono implementate. In presenza di ambienti eutrofizzati, ad esempio, le elevate biomasse algali impediscono l'attecchimento dei trapianti e la successiva formazione di praterie.

Nell'area di progetto, questi interventi sono stati possibili solo grazie al miglioramento generale delle condizioni ambientali nell'area di intervento, risultato di molteplici misure, quali la regolamentazione della pesca alle vongole e la riduzione degli apporti di nutrienti di origine urbana e agricola, condotte dalle Amministrazioni competenti nei decenni passati nell'ambito di una gestione della Laguna di Venezia a scala di bacino idrografico, dalla quale nessuna strategia di intervento su larga scala può ormai prescindere.

## BIBLIOGRAFIA

---

AA.VV. 2004. Laghi costieri e stagni salmastri. Un delicato equilibrio fra acque dolci e salate. Quaderni Habitat. 8. Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare. Museo Naturale di Storia Naturale.

ARPA Veneto, ISPRA, 2016. Monitoraggio della Laguna di Venezia ai sensi della Direttiva 2000/60/CE finalizzato alla classificazione dello stato ecologico. Valutazione dei dati acquisiti nel monitoraggio ecologico 2013-2015 ai fini della classificazione ecologica dei corpi idrici lagunari. Luglio 2016.

AUTORITÀ DISTRETTO IDROGRAFICO ALPI ORIENTALI 2010. Piano di gestione dei bacini idrografici delle Alpi Orientali. Subunità idrografica bacino scolante, laguna di Venezia e mare antistante.

BERNARD G., BOUDOURESQUE C.F., PICON P. 2007. Long term changes in *Zostera* meadows in the Berre lagoon (Provence, Mediterranean Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 73, 617-629.

BIONDI E., BLASI C. 2009. Manuale Italiano di interpretazione degli Habitat della Direttiva 92/43/CEE, Ministero dell'Ambiente - Società Botanica Italiana. Online: <http://vnr.unipg.it/habitat/>

CANIGLIA, G., BORELLA, S., CURIEL, D., NASCIMBENI, P., PALOSCHI, F., RISMONDO, A., SCARTON, F., TAGLIAPIETRA, D., ZANELLA, L. 1990. Cartografia della distribuzione delle fanerogame marine nella laguna di Venezia. *Giorn. Bot. Ital.* 124 (1): 212.

CARDOSO P.G., PARDAL M.A., LILLEBO A.I., FERREIRA S.M., RAFFAELLI D., MARQUES J.C. 2004. Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 302, 233-248.

CARLOS M., DUARTE N.M., SANTOS R. 2004. What may cause loss of seagrasses? In "European seagrasses: an introduction to monitoring and management". In: Borum, J., Duarte, C.M., Krause-Jensen D., Greve, T.M. (eds), *European seagrasses: an introduction to monitoring and management. A publication by the EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses (M&MS) EVK3-CT-2000-00044*.

CHRISTIA, C., GIORDANI, G., PAPASTERGIADOU, E., 2014. Assessment of ecological quality of coastal lagoons with a combination of phytobenthic and water quality indices. *Mar. Poll. Bull.* 86 (1e2), 411e423.

CURIEL D., SCARTON F., RISMONDO A., MARZOCCHI M. 2005. Pilot transplanting project of *Cymodocea nodosa* and *Zostera marina* in the lagoon of Venice: results and perspectives. *Bollettino del Museo civico di Storia Naturale di Venezia* 56, 25-40.

DIRETTIVA 92/43/CEE DEL CONSIGLIO del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche (GU L 20/7 del 26.1.2010).

DIRETTIVA 2000/60/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E CONSIGLIO del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque (GU L 327/1 del 22.12.2000).

DIRETTIVA 2009/147/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 30 novembre 2009 concernente la conservazione degli uccelli selvatici (GU L 206 del 22.7.1992, pag. 7).

GENOVESI P., ANGELINI P., BIANCHI E., DUPRÉ E., ERCOLE S., GIACANELLI V., RONCHI F., STOCH F. 2014. Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend. ISPRA, Serie Rapporti, 194/2014.

ISPRA, 2017. Manuale per la classificazione dell'Elemento di Qualità Biologica "Fauna Ittica" nelle lagune costiere italiane Applicazione dell'indice nazionale HFBI (Habitat Fish Bio-Indicator) ai sensi del D.Lgs 152/2006. A cura di Barbara Catalano, Marina Penna, Anna Maria Cicero. Manuali e Linee Guida 168/2017.

KRAUSE-JENSEN D., ALMELA E.D., CUNHA A.H, GREVE T.M. 2004. Have seagrass distribution and abundance changed? In: Borum J, Duarte C.M., Krause-Jensen D., Greve T.M. (eds), European seagrasses: an introduction to monitoring and management. A publication by the EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses (M&MS) EVK3-CT-2000-00044.

LIFE SERESTO, 2014a. Protocolli di monitoraggio degli interventi di trapianto delle zolle di fanerogame e di supporto alla diffusione delle praterie in neoformazione. Deliverable D.1.1. Marzo 2014.

LIFE SERESTO, 2014b. Protocollo-D.2.1. Protocolli di monitoraggio della qualità ecologica, della biodiversità e dei servizi ecosistemici. Deliverable D.2.1. Marzo 2014.

LIFE SERESTO, 2017a. Trapianto di piante acquatiche per il ripristino dell'habitat "Lagune costiere" - Linee guida dell'esperienza del progetto Life Natura SERESTO.

LIFE SERESTO, 2017b. Monitoraggio delle fanerogame sommerse. Report di monitoraggio IV anno. Deliverable D.1.4. Aprile 2017.

MARTINS I., NETO J.M., FONTES M.G, MARQUES J.C., PARDAL M.A. 2005. Seasonal variation in short term survival of *N. noltii* transplants in a declining meadow in Portugal. *Aquatic Botany* 82/2, 132-142.

MUXIKA I., BORJA A., BALD J. 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 16-29.

PLUS M., DALLOYAU S., TRUT G., AUBY I., DE MONTAUDOUIN X., EMERY E., CLAIRE N., VIALA C. 2010. Long-term evolution (1988-2008) of *Zostera* spp. meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 87, 357-366.

RELINI G., GIACCONE G. 2009. Gli habitat prioritari del protocollo SPA/BIO (Convenzione di Barcellona) presenti in Italia - Schede descrittive per l'identificazione. *Biologia Marina Mediterranea*, Vol. 16 (Suppl. 1).

RISMONDO A., CURIEL D., SCARTON F., MION D., CANIGLIA G. 2003. A new seagrass map for the Venice Lagoon. In: Sixth Conference on the Mediterranean Coastal Environment, Ravenna, Italy, pp. 843-852 (MEADCOAST 2).

RISMONDO A., CURIEL D., MION D., CANIGLIA G. 2006. Dinamismi spazio-temporali a breve termine delle fanerogame marine in Laguna di Venezia. *Biologia Marina Mediterranea* 13(2), 98-99.

SFRISO A., GHETTI P.F. 1998. Seasonal variation in the biomass, morphometric parameters and production of rhizophytes in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany* 61, 207–223.

SFRISO A., FACCA C., MARCOMINI A. 2005. Sedimentation rates and erosion processes in the lagoon of Venice. *Environment International* 31, 983-992.

SFRISO A., FACCA C. 2007. Distribution and production of macrophytes in the Lagoon of Venice. Comparison of actual and past abundance. *Hydrobiologia* 577, 71–85.

SFRISO A., FACCA C., GHETTI P.F. 2009. Validation of the Macrophyte Quality Index (MaQI) set up to assess the ecological status of Italian marine transitional environments. *Hydrobiologia* 617, 117-141.

SFRISO A., FACCA C., BONOMETTO A., BOSCOLO R. 2014. Compliance of the Macrophyte Quality Index (MaQI) with the WFD (2000/60/EC) and ecological status assessment in transitional areas: the Venice lagoon as study case. *Ecological Indicators* 46, 536-547.

SOLIDORO C., BANDELJ V., BERNARDI AUBRY F., CAMATTI E., CIAVATTA S., COSSARINI G., FACCA C., FRANZOI P., LIBRALATO S., MELAKU CANU D., PASTRES R., PRANOVI F., RAICEVICH S., SOCIAL G., SFRISO A., SIGOVINI M., TAGLIAPIETRA D., TORRICELLI P. 2010. Responses of the Venice Lagoon eco system to natural and anthropogenic pressures over the last 50 years. In: Kennish M.J. & Paerl H.W. (eds), *Coastal Lagoons, Critical habitats of environmental changes*, CRC Press, Boca Raton (FL), 483-511 pp.

VIAROLI, P., BARTOLI, M., GIORDANI, G., NALDI, M., ORFANIDIS, S., ZALDIVAR, J.M., 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquat. Conserv.-Mar. Freshw. Ecosyst.* 18 (1), 105–117.

WAYCOTT M., DUARTE C.M., CARRUTHERS T.J.B., ORTH R.J., DENNISON W.C., OLYARNIK S., CALLADINE A., FOURQUREAN J.W., HECK J.R., HUGHES K.L., KENDRICK, G.A., KENWORTHY W.J., SHORT F.T., WILLIAMS S.L. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106(30), 12377-12381.



**QUADERNI**

RICERCA MARINA  
12/2018