



LIFE SeResto, un progetto europeo per il ripristino delle condizioni ecologiche in laguna superiore tramite il trapianto di fanerogame acquatiche

Il progetto LIFE SeResto (LIFE12 NAT/IT/000331) *Habitat 1150* (Coastal lagoon) recovery by Seagrass RESTORation. A new strategic approach to meet HD & WFD objectives* realizzato grazie al contributo finanziario dell'Unione Europea nell'ambito del Programma LIFE Plus Natura 2012, è stato coordinato dal Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica (DAIS) dell'Università Ca' Foscari Venezia e realizzato con la collaborazione dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), l'associazione Laguna Venexiana Onlus (LV) e il Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche del Veneto, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia (PROVV. OO.PP.). Il progetto mirava a salvaguardare, consolidare e ripristinare l'habitat prioritario 1150* (lagune costiere) nel SIC Laguna Superiore (IT3250031) che si estende su 20.365 ettari. L'area SIC comprende

di **ADRIANO SFRISO¹**, **ALESSANDRO BUOSI¹**, **YARI TOMIO¹**, **ABDUL-SALAM JUHMANI¹**, **ANDREA AUGUSTO SFRISO¹**, **PIERO FRANZOI¹**, **LUCA SCAPIN¹**, **ANDREA BONOMETTO²**, **EMANUELE PONIS²**, **FEDERICO RAMPAZZO²**, **DANIELA BERTO²**, **CLAUDIA GION²**, **FEDERICA OSELLADORE²**, **ROSSELLA BOSCOLO BRUSÀ**, **CHIARA FACCA¹**

¹ Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica (DAIS), Università Ca' Foscari Venezia

² Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)



Figura 1.
Prateria di fanerogame
marine

anche le valli da pesca arginate precluse al libero ricambio mareale che costituiscono un contesto di grande pregio naturalistico. Il SICIT3250031 comprende sette habitat di interesse comunitario, oltre sessanta specie di avifauna incluse nell'allegato I della Direttiva per la conservazione degli uccelli selvatici n. 79/409/CE, due specie di anfibi, tre di pesci e una specie vegetale incluse nell'allegato II della Direttiva per la conservazione degli habitat n. 92/43/CE (dati cumulativi SIC IT3250031 + ZPS IT3250046).

Il principale obiettivo del progetto era innescare un processo di ricolonizzazione delle praterie di angiosperme acquatiche nel SIC IT3250031 "Laguna Superiore di

Venezia", soprattutto tramite il trapianto di *Zostera marina* Linnaeus e *Zostera noltei* Hornemann e, in alcuni siti, di *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande e *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, in siti di piccole dimensioni diffusi in tutta l'area di intervento (Figura 1).

Le angiosperme acquatiche sono le specie botaniche strutturanti gli ambienti acquatici naturali di transizione; con le loro praterie estese contribuiscono ad aumentare la stabilità ecologica e il consolidamento dei sedimenti riducendo la risospensione e la perdita dei sedimenti fini (Sfriso *et al.*, 2005a, b) contrastando l'erosione e la marinizzazione. Esse creano, quindi, le condizioni per l'insediamento di altre specie vegetali

(specie fitobentoniche spesso calcarizzate) e animali come i pesci ago e i cavallucci marini (famiglia Syngnathidae), il ghiozzo gò (*Zosterisessor ophiocephalus*), il ghiozzo nero (*Gobius niger*) e la bavosa pavone (*Salaria pavo*). Inoltre, le praterie ad angiosperme acquatiche sono il substrato naturale di pascolo per numerosi uccelli migratori che si nutrono direttamente di queste piante o degli organismi bentonici che le popolano. Infine, ma non meno importante, queste praterie sequestrano in modo permanente importanti quantità di CO₂. Contrariamente alle macroalghe, che poi restituiscono all'atmosfera il carbonio fissato durante la loro degradazione, le angiosperme acquatiche sono piante perenni presenti tutto l'anno che sequestrano permanentemente CO₂ nei tessuti. Oltre alla CO₂ sequestrata dalle sole angiosperme acquatiche, ne deve essere aggiunta una quantità almeno equivalente considerando le alghe calcarizzate, i bivalvi, i gasteropodi e i vermi tubificidi calcarizzati che vivono all'interno della prateria come epifiti o macrofauna bentonica.

La mancanza di un letto di piante strutturanti come le angiosperme acquatiche interrompe, quindi, un'importante catena trofica che comprende sia la componente ittica che l'avifauna, con rilevanti ripercussioni ambientali e socio-economiche. Negli ultimi decenni le praterie di fanerogame acquatiche sono fortemente regredite, tanto che a livello mondiale si stima una perdita di copertura attorno al 60% (McGlathery *et al.*, 2007). Anche la Laguna di Venezia ha sofferto di una riduzione di queste piante acquatiche (Rismondo *et al.*, 2003, 2005). Molteplici sono i fattori che hanno determinato il declino delle angiosperme e/o ne hanno ostacolato la ricolonizzazione (Facca *et al.*, 2014). Recenti vincoli normativi hanno, tuttavia, fortemente ridotto gli

elementi di disturbo, abbassando gli apporti di nutrienti dal bacino idrografico (Decreto Legge 152/99 "Ronchi Costa") e regolando l'attività di raccolta delle vongole (Orel *et al.*, 2000). Tali misure hanno consentito la ricolonizzazione di vaste aree della Laguna Meridionale e Centrale (Sfriso & Facca, 2007), mentre nella Laguna Superiore, nonostante il basso livello trofico, non si sono verificati apprezzabili cambiamenti nel popolamento fitobentonico. Le angiosperme acquatiche possono colonizzare nuovi habitat grazie alla dispersione dei semi e alla proliferazione dei rizomi, ma la limitata circolazione idrodinamica della Laguna Superiore, dovuta alla sua particolare conformazione idrologica, rende questo ambito particolarmente isolato rispetto ad altre aree della Laguna di Venezia, dove le fanerogame sono presenti con praterie ben strutturate.

Il progetto LIFE SeResto è, quindi, nato per facilitare e accelerare il naturale processo di ricolonizzazione delle angiosperme in queste aree confinate. Nello specifico gli obiettivi sono stati:

1. 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;
2. contribuire al raggiungimento del buono stato ecologico dei corpi idrici di transizione, dimostrando l'efficacia delle azioni proposte nel perseguire anche gli obiettivi fissati dalla Direttiva Quadro sulle Acque (Dir. 2000/60/CE Art. 4);
3. quantificare e valorizzare i servizi ecosistemici forniti dall'ambiente lagunare e in particolare dalle praterie di fanerogame nell'habitat 1150*.

La strategia d'intervento del progetto ha previsto il trapianto di piccole zolle di circa

In basso
Figura 2. Rizomi
appena impiantati

Nella pagina di destra
Figura 3. Mappa
dell'area di intervento
con indicate le 35
stazioni in cui sono stati
effettuati i trapianti.
In giallo e in bianco sono
indicate le 17 stazioni
trapiantate in primavera
2014. Le stazioni
in giallo sono state
monitorate mensilmente
per due anni (uno a inizio
e uno a fine progetto)
per il monitoraggio
fisico - chimico ed
ecologico. In azzurro
le 18 stazioni trapiantate
in primavera 2015

30 centimetri di diametro di specie già presenti nella laguna veneta, soprattutto *Zostera marina* e *Zostera noltei*. I trapianti sono stati effettuati in 35 siti diffusi in tutta l'area d'intervento (circa 36 km²), con una funzione di innesco e accelerazione del naturale processo di ri-colonizzazione. La tecnica di intervento ha previsto l'utilizzo di un numero ridotto di zolle, con conseguenti vantaggi in termini di costi e di impatto sui siti donatori, rendendo l'azione di ripristino applicabile su larga scala. A sostegno della naturale espansione delle praterie nelle aree circostanti, sono stati previsti interventi diretti, per l'intera durata del progetto, volti a favorire l'attecchimento dei semi e a diffondere i nuovi rizomi prodotti dalle zolle trapiantate. Fondamentale in questa fase è stato il coinvolgimento della popolazione locale che vive quotidianamente la laguna e che conosce, anche da decenni, la complessità dell'habitat lagunare. Pescatori, cacciatori, canottieri e amanti dell'habitat lagunare, dopo opportuno corso di formazione, si sono dedicati per quattro anni al trapianto di zolle e alla diffusione dei semi e dei rizomi (Figura 2) nei 35 siti (superficie

100 m² ciascuno) di trapianto e nelle zone limitrofe.

La localizzazione esatta dei 35 siti in cui sono stati effettuati i trapianti (Figura 3) è stata fatta verificando nel dettaglio l'esposizione alle correnti e ai venti dominanti, la limpidezza delle acque circostanti, la profondità dei fondali e l'eventuale presenza di significative biomasse algali soprattutto se di bassa valenza ecologica. Questo per avere condizioni ambientali (fisico-chimiche, biologiche e morfologiche) idonee per l'attecchimento delle specie trapiantate, la loro successiva proliferazione e per scegliere le specie più adatte alla profondità dei fondali. L'efficacia degli interventi di ripristino è stata verificata attraverso un'intensa attività di monitoraggio che ha consentito di valutare la percentuale di successo delle azioni di trapianto e l'evoluzione delle praterie nei siti di intervento. Inoltre, considerate le funzioni ecologiche delle fanerogame, in termini di regolazione della qualità delle acque e di beneficio per le specie bentoniche e ittiche, l'attività di monitoraggio ha misurato anche diversi parametri fisico-chimici e biologici, al fine di valutare i benefici ambientali complessivi derivanti dagli interventi realizzati. In particolare, sono state previste tre linee di monitoraggio finalizzate a:

- valutare l'efficacia delle azioni dirette di ripristino delle praterie di fanerogame;
- stimare l'incremento della biodiversità e del grado di conservazione degli habitat acquatici (*sensu* Direttiva Habitat 92/43/CEE) e il miglioramento della qualità ecologica (*sensu* WFD 2000/60/CE) nei siti di intervento;
- raccogliere dati a supporto della quantificazione dei servizi ecosistemici (es. aumento produttività ittica, sequestro CO₂, etc.).

Sono state trapiantate zolle in 17 stazioni





Figura 4. Percentuale di copertura delle fanerogame acquatiche nelle 35 stazioni dopo quattro anni dai trapianti. I valori nel grafico indicano media e deviazione standard

durante la primavera del 2014 (trapianti del primo anno) e in 18 siti nel 2015 (trapianti del secondo anno). I dati di monitoraggio indicano che i trapianti hanno avuto successo in 31 delle 35 stazioni d'intervento. A fine progetto, nella primavera del 2018, la copertura media nei 31 siti dove le fanerogame hanno attecchito era del 74.6% (71.0% per le 35 stazioni) con formazione di estese praterie sia nelle aree di trapianto che lungo i margini delle barene tra le varie stazioni. Ben 22 stazioni sono risultate completamente colonizzate (Figura 4) e la copertura ha riguardato circa 10 km² di superficie lagunare con una densità media intorno al 40% (Figura 5).

I migliori risultati si sono avuti in aree con acque limpide, basse concentrazioni di nutrienti (soprattutto fosforo) e assenza o bassa presenza di macroalghe opportuniste, soprattutto *Ulva* spp. L'insuccesso o le difficoltà di attecchimento sono dipesi dalla vicinanza di foci fluviali, da un carico trofico elevato e dalla presenza di importanti coperture di macroalghe.

Globalmente, considerando le zolle e i trapianti di singoli rizomi con almeno un

fascio fogliare, nei quattro anni sono stati trapiantati oltre 75.000 rizomi corrispondenti a circa 540 unità per stazione e per anno e la percentuale media dei rizomi che hanno attecchito è stata quasi del 40% con variazioni molto elevate a seconda delle stazioni considerate. Considerando che *Zostera marina*, *Zostera noltei* e *Ruppia cirrhosa* producono enormi quantità di semi (almeno 50 per fascio in caso di *Zostera*), nelle aree con condizioni ecologiche idonee la diffusione delle praterie è stata esponenziale. Inoltre, le attività di dispersione dei singoli rizomi si sono dimostrate essere molto efficaci e rapide, con risultati anche superiori a quelli ottenuti con i trapianti delle zolle: la crescita media delle zolle è stata di 0.16 cm/giorno, mentre quella dei rizomi è stata di 0.22 cm/giorno, con la formazione di macchie di diametro medio di 31 cm e casi in cui sono stati raggiunti i 100 cm di diametro.

La diffusione delle praterie ha contribuito a un rapido miglioramento dello stato ecologico ai sensi della Direttiva 2000/60/CE, con la dispersione di specie algali di elevata qualità ecologica, di specie ittiche sia di interesse conservazionistico che commercia-

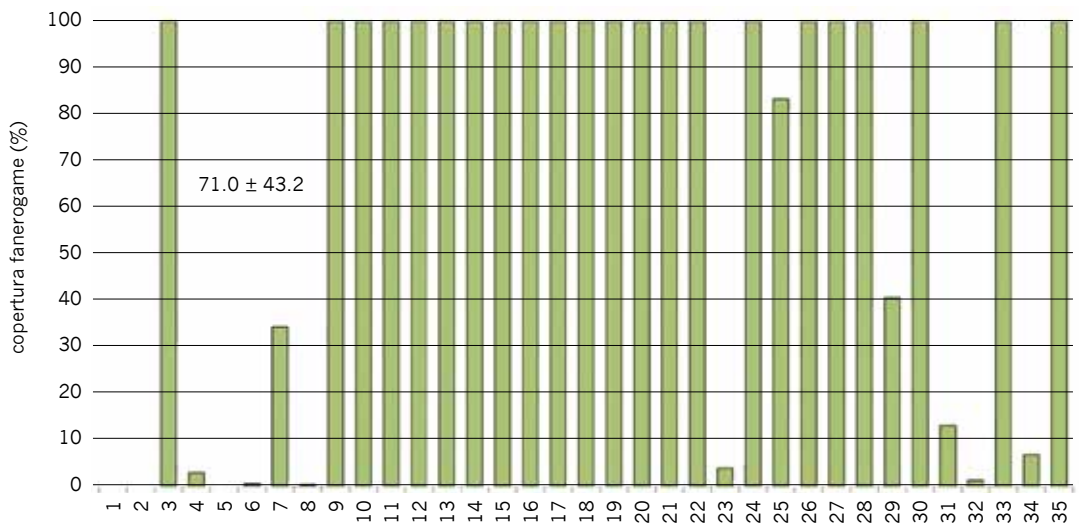




Figura 5. Copertura delle fanerogame acquatiche dopo quattro anni dai trapianti

le, nonché della macrofauna aviaria che dalle valli si è diffusa sui bassofondi vegetati per nutrirsi sia delle fanerogame acquatiche che degli organismi che trovano rifugio all'interno delle praterie. Mediamente lo stato ecologico delle aree oggetto dei trapianti è passato da condizioni "Poor-Bad" a condizioni "Good-High". Le risposte più rapide si sono avute da parte della vegetazione il cui miglioramento è stato determinato mediante l'applicazione del Macrophyte Quality Index (MaQI, Sfriso *et al.*, 2014). Oltre a una rapida diffusione delle rizofite si è osservata anche un'ampia diffusione di specie algali sensibili alle condizioni ecologiche come le piccole epifite calcarizzate dei generi *Hydrolithon* e *Pneophyllum* che hanno colonizzato gran parte delle stazioni. Tuttavia, anche la macrofauna ittica, rilevata mediante l'applicazione dell'Habitat Fish Bio-Indicator (HFBI, ISPRA, 2017), ha mostrato un netto incremento, mentre la macrofauna bentonica, determinata mediante l'M-AMBI (Muxica *et al.*, 2007), ha risposto con più ritardo perché le variazioni delle condizioni fisico-chimiche all'interno dei sedimenti richiedono tempi molto più lunghi rispetto alla colonna d'acqua.

Nell'autunno del 2019 la diffusione delle fanerogame è ulteriormente aumentata con copertura pari a una superficie di almeno 15 km². Tuttavia, si hanno notevoli variazioni annuali dovute alle differenti condizioni meteorologiche che influiscono sulle temperature estreme invernali ed estive. *Zostera marina* si è dimostrata la specie più sensibile alle alte temperature pertanto il suo areale si è ristretto ai bordi dei canali e nelle aree a maggior ricambio. Viceversa, *Zostera noltei* e *Ruppia cirrhosa* hanno mostrato una maggior resistenza e diffusione. La presenza di *Cymodocea nodosa*, specie tipicamente marina, in queste aree confinate è limitata solo ad alcune aree a sedimenti più grossolani ed elevata salinità.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

Facca C., Ceoldo S., Pellegrino N., Sfriso A., 2014. *Natural recovery and planned intervention in coastal wetlands: Venice Lagoon (Northern Adriatic Sea, Italy) as a case study*. The Scientific World Journal, 2014: 1-16.

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.

McGlathery K.J., Sundbäck K., Anderson I.C., 2007. *Eutrophication of shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter*, Marine Ecology Progress Series, 348: 1-18.

Muxica I., Borja A., Bald J., 2007. *Using historical data, expert judgement and multiva-*

**Lo Staff Life SeResto
alla Conferenza finale
a Venezia**

riate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin, 55: 16-29.

Orel G., Boatto V., Sfriso A., Pellizzato M., 2000. *Piano per la gestione delle risorse aliquote delle lagune della Provincia di Venezia.* Provincia di Venezia. Sannioprint, Benevento, pp. 102.

Rismondo A., Curiel D., Scarton F., Mion D. and Caniglia G., 2003. *A New Seagrass Map for the Venice Lagoon.* In: Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment - MEDCOAST 2003, E. Özhan (Ed.), 7-11 October 2003, Ravenna, Italy. Vol.II. 843-852.

Rismondo A., Curiel D., Scarton F., Mion D., Pierini A., Caniglia G., 2005. *Distribution of Zostera noltii, Zostera marina and Cymodocea nodosa in Venice Lagoon.* In: Flooding and Environmental Challenges for Venice and its Lagoon: State of Knowledge, Cambridge University Press. pp. 567-572.

Sfriso A., Facca C., Marcomini A., 2005a. *Sedimentation rates and erosion processes*

in the lagoon of Venice. Environment International, 31(7): 983-992.

Sfriso A., Facca C., Ceoldo S., Pessa G., 2005b. *Sedimentation rates, erosive processes, grain-size and sediment density changes in the lagoon of Venice.* In: P. Campostrini (Ed.). Scientific Research and Safeguarding of Venice. Corila Research Program 2003 Results. Multigraf, Spinea, Vol III, pp. 203-213.

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 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.

RINGRAZIAMENTI

Il progetto ha goduto del contributo finanziario LIFE dell'Unione Europea e si è collocato nell'ambito della rete Natura 2000 (SIC IT3250031 - Laguna di Venezia Settentrionale).

