



**LAGUNE COSTIERE
DELL'ALTO ADRIATICO**



BIODIVERSITÀ



LAGUNE COSTIERE DELL'ALTO ADRIATICO



ARMA DEI CARABINIERI
COMANDO UNITÀ FORESTALI AMBIENTALI E AGROALIMENTARI



RAGGRUPPAMENTO CARABINIERI PER LA BIODIVERSITÀ

REPARTO CARABINIERI BIODIVERSITÀ DI PUNTA MARINA

Via C. Colombo, 21 — Punta Marina Terme 48122 — RAVENNA

Tel. 0544 437379 e-mail: 043013.001@carabinieri.it — fra43013@pec.carabinieri.it



*Progetto e coordinamento: Reparto Carabinieri Biodiversità di Punta Marina
Col. Giovanni Nobili*



*Finito di stampare nel mese di novembre 2023 nell'ambito del programma "After Life"
Progetto LIFE+ "AGREE" - LIFE13 NAT/IT/000115 – "Coastal lagoon long term management"*

SOMMARIO

PREFAZIONE

del Comandante del CUFA, Gen. C.A. Andrea Rispoli

INTRODUZIONE

*del Comandante del Raggruppamento Carabinieri Biodiversità,
Gen. B. Raffaele Pio Manicone*

Geomorfologia ed evoluzione delle aree umide
dell'area costiera a nord di Foce Reno

di L. Perini, L. Calabrese e J. Lellipag. 1

Un approccio multidisciplinare per lo studio ambientale
della Sacca di Bellocchio

*di A. Vecchi, E. Armynot du Châtelet, G. Barbieri, S. Da Prato,
F. Frontalini, I. Mazzini, S. C. Vaiani, V. Rossi pag. 19*

La vegetazione alofila della Sacca di Bellocchio

di N. Merloni, E. Battani, F. Foschini pag. 35

Kosteletzkya pentacarpos (L.) Ledeb. Ibisco palustre

di L. Brancaleoni, R. Gerdol e A. Corli pag. 77

Habitat di transizione e specie a rischio di estinzione:

Kosteletzkya pentacarpos (L.) Ledeb.

di L. Brancaleoni e R. Gerdolpag. 81

Il «caso» Spartina

di N. Merloni pag. 89

Specie aliene: minacce alla biodiversità
delle acque di transizione in aree protette
del Delta del Po in Emilia Romagna

di C. Munari e M. Mistri pag.101

La fauna ittica delle acque di transizione protette del Delta
del Po dell'Emilia-Romagna

di M. Lanzoni, M. Gaglio, G. Castaldelli pag. 107

Efficacia delle isole artificiali di sabbia nella Sacca di
Goro per la riproduzione dei laro-limicoli

di J.G. Cecere, R. Nardelli, L. Serrapag. 117

Gli uccelli rilevati presso il lago di Spina mediante il metodo
dell'inanellamento a scopo scientifico dal 2004 al 2017

di F. Borghesi, M. Bacci, R. Beltrami, F. Miganipag. 133

Prospettive gestionali della linea di costa dell'Ancona di
Bellocchio e dello Scanno di Goro

di R. Montanari pag. 155

LIFE AGREE, un progetto integrato di Ecosystem Restoration ed
incremento dei Servizi Ecosistemici

di G. Caramori, C. Barbieri pag. 171

I Servizi Ecosistemici per la governance sostenibile di

Una laguna salmastra utilizzata per l'acquacoltura

di M. Gaglio, M. Lanzoni, G. Nobili, D. Viviani,

G. Castaldelli e E. A. Fano pag. 179

PREFAZIONE

La circostanza che l'Arma dei Carabinieri – tramite la propria specialità “Forestale” – proponga un volume tecnico/divulgativo dedicato alle lagune costiere dell'Alto Adriatico, potrebbe apparire quantomeno singolare.

In realtà, grazie al facile parallelismo con analoghe analisi in tema di boschi e foreste, è evidentemente paradigmatica.

Alle foreste sono diffusamente attribuite funzioni quasi miracolose legate alla loro capacità intrinseca di assorbire ed intrappolare carbonio atmosferico, inquinanti e microparticelle.

Un bosco in buona salute è inoltre fondamentale per la difesa dei versanti franosi e per mitigare gli eccessi climatici. Ancora, una salutare passeggiata in una foresta vetusta è capace di donarci ristoro fisico e mentale. L'ambiente naturale per eccellenza, il bosco, non ha quindi più bisogno di particolari descrizioni per essere univocamente accettato quale elemento imprescindibile della vita sulla terra e in particolare del benessere umano.

Cosa hanno allora da offrirci le lagune?

Questi ambienti, che fino alla seconda metà del XX secolo erano considerati ambienti malsani da “bonificare” oggi, viceversa, sono univocamente riconosciuti quali importanti e sofisticati ecosistemi ricchissimi di biodiversità e costituiti da specie animali e vegetali di enorme valore ambientale capaci di assorbire importati quantità di carbonio ed efficaci contro l'erosione costiera. In particolare, la straordinaria ricchezza di avifauna che le lagune possono ospitare le rende ambienti unici e affascinanti.

In passato però le lagune sono state utilizzate dall'uomo per diverse attività di tipo estensivo, più o meno impattanti, come caccia, pesca, acquacoltura, oppure bonificate per ricavare terreni fertili da coltivare e per questo regimentate, alterate, sfruttate. Proprio come, analogamente, nel corso dei secoli, l'uomo si è comportato con i boschi.

Oggi poi, quando le pressioni sulle aree naturali protette sembrerebbero diminuire grazie alla crescente consapevolezza dell'importanza della ricchezza di vita che questi ambienti ospitano, ecco che i cambiamenti climatici globali e le modificazioni indotte dall'uomo per soddisfare localmente le proprie esigenze, incrementano pericolosamente la gravità della crisi ambientale che stiamo attraversando.

Lo testimoniano le aree naturali irrigidite e imprigionate dalle infrastrutture e dagli insediamenti umani. Quelli che erano ambienti naturali caratterizzati da delicati e fragili equilibri, determinati da peculiari dinamiche, oggi vengono artificialmente circoscritti secondo confini precisi quasi a voler individuare dei sancta sanctorum della natura, decontestualizzati e isolati da tutto il resto.

Analogamente a quanto avviene nella gestione delle foreste, spesso ci affidiamo ad una nostra idea di naturalità e la perseguiamo, colpevolmente, riferendoci al solo tempo in cui viviamo, con scarsa memoria del passato e senza una visione futura, che viceversa dovrebbe avere un approccio adattativo e non predittivo.

Le lagune, che grazie a questo volume impareremo a conoscere meglio, per la loro particolare ecologia, sono in grado di evidenziare, più del bosco, la rapidità dei cambiamenti ambientali in atto, purtroppo quasi sempre negativi. Dobbiamo avere la sensibilità di cogliere questi segnali, chiari e evidenti che la Natura, ferita, ammonendoci, ci lancia e tentare, facendo del nostro meglio, di invertire la rotta.

*Il Comandante del CUFA
Gen. C.A. Andrea Rispoli*

INTRODUZIONE

Il Reparto Carabinieri Biodiversità di Punta Marina – Ravenna, provvede alla gestione, tra le altre, di diverse Riserve Naturali dello Stato istituite per tutelare ambienti di laguna costiera, originatisi in conseguenza delle dinamiche litorali deltizie.

Quando queste aree protette furono istituite, a partire dai primi anni '70 dello scorso secolo (nel 1972, la R.N. “Sacca di Bellocchio”) fino ai primi anni '80 (1982, R.N. “Dune e isole della sacca di Gorino”), l’attenzione era rivolta soprattutto alla ricca avifauna ed all’esigenza di salvaguardarla da un’attività venatoria che andava trasformandosi - da attività di sussistenza per la popolazione locale - in un prelievo insostenibile.

Certo, già all’epoca montava la preoccupazione per gli inquinanti o per la distruzione degli habitat ma “valori” come l’acqua dolce o la disponibilità di sedimenti lungo costa erano considerati rinnovabili ed inesauribili.

Mai si sarebbe immaginato che le zone umide costiere sarebbero state così pesantemente minacciate fisicamente, fino a scomparire, da una serie di cambiamenti ambientali direttamente e/o indirettamente prodotti dell’uomo.

Ciò che colpisce è la velocità con cui agiscono questi fenomeni. Nell’area della Sacca del Bellocchio l’arretramento della linea di riva è stimato in circa 10 m all’anno e tale tasso è destinato ad aumentare considerato che, eroso il sottile cordone di dune che separava la laguna dal mare, il territorio più interno è posto ad una quota più bassa. In sostanza, si sta assistendo alla “marinizzazione” di tutti gli ambienti naturali costieri e questo non può non avere ripercussioni sugli habitat e le specie presenti nel complesso delle Riserve Naturali dello Stato nelle province di Ferrara e di Ravenna, quali pinete costiere, boschi planiziali, spiagge e dune, tutti ambiti strettamente collegati nel senso della successione e della funzionalità ecologiche.

L’alluvione che ha duramente colpito la Romagna quest’anno pone la salvaguardia di questi “Paesaggi piatti” – come li si è voluti evidenziare con il formato orizzontale del volume – quale scelta prioritaria per una fase nuova, “di transizione”, per la zona del Delta del Po, complessa e interdisciplinare, basata certamente sulle conoscenze ma, soprattutto, su sensibilità nuove.

I contributi raccolti in questo volume sono a testimoniare la collaborazione tra il Reparto Carabinieri Biodiversità di Punta Marina con Università, Istituti di ricerca, Enti locali oltre che con specialisti di varie discipline. La partecipazione di tanti Autori – che qui colgo l’occasione per ringraziare tutti – sempre libera e disinteressata, è conseguenza dell’interesse per i molteplici campi di studio offerti dagli ambienti lagunari ma soprattutto esprime la volontà diffusa di volerne evidenziare bellezza, complessità e criticità gestionali affinché vengano divulgate nella consapevolezza che soltanto la loro conoscenza favorisca la conservazione di questi peculiari ecosistemi.

*Il Comandante del Raggruppamento Biodiversità
Gen. B. Raffaele Pio Manicone*



Le lagune costiere a nord della foce del Reno; in primo piano i salicornieti della Riserva Naturale dello Stato "Sacca di Bellocchio", in provincia di Ravenna. A nord del canale Gobbino, in provincia di Ferrara, la laguna detta "Ancona del Bellocchio" (R.N.S. "Sacca di Bellocchio II") e il lago costiero di Spina (R.N.S. "Sacca di Bellocchio III").
(foto per gentile concessione del Prof. Giovanni Gabbianelli)

Geomorfologia ed evoluzione delle aree umide dell'area costiera a nord di Foce Reno

Perini Luisa, Calabrese Lorenzo e Lelli Jessica

Settore difesa del territorio- Area Geologia, Suoli e Sismica - Regione Emilia-Romagna

PREMESSA

Gli ecosistemi costieri di transizione quali foci fluviali e lagune, oltre ad essere ambienti di per sé molto dinamici, sono esposti a forti pressioni ed impatti antropici e naturali, che ne alterano l'assetto altimetrico, le morfologie e, di conseguenza, la funzionalità. Sono inoltre aree fortemente esposte agli effetti legati al cambiamento climatico (CC), in particolare al processo di innalzamento del livello del mare conseguente all'aumento delle temperature e allo scioglimento dei ghiacciai a scala globale.

Le problematiche di tali ambienti sono oggetto di studio e di monitoraggio da parte della Regione Emilia-Romagna che, allo scopo di migliorarne la gestione, acquisisce dati, analizza i fattori di rischio e i possibili impatti attuali e futuri sugli elementi geo-morfologici. I dati e le elaborazioni sono gestiti nel Sistema Informativo del Mare e della Costa e sono pubblicati sui portali regionali dedicati.

Gli studi e le cartografie sono a scala regionale, con approfondimenti relativi alle zone individuate come maggiormente critiche: tra queste l'area costiera di Foce Reno.

Criticità della costa Emiliano-Romagnola

Le coste basse e sabbiose come quella dell'Emilia-Romagna sono esposte a fenomeni di erosione costiera, inondazione marina, subsidenza e salinizzazione degli acquiferi e delle acque superficiali, legati alle caratteristiche geologiche e geo-morfologiche di questi ambienti e alla idrodinamica delle zone di interfaccia tra la terra e il mare. Tali processi mettono a rischio la sicurezza delle persone, delle infrastrutture, delle attività socioeconomiche e quindi degli ecosistemi e possono essere aggravati dai cambiamenti climatici. In particolare, l'innalzamento del livello del mare, secondo le stime IPCC-AR6, potrebbe aumentare tra 0,5 e 1 metro rispetto al livello degli anni '70, accentuando inevitabilmente l'instabilità di territori costieri, con episodi sempre più frequenti di ingressione marina e con conseguente sommersione del litorale.

In base all'ultimo monitoraggio regionale del 2018, l'erosione costiera in Emilia-Romagna riguarderebbe il 26% della costa regionale (Aguzzi et al., 2018): il fenomeno, tuttavia, è particolarmente intenso nelle zone di

foce, dove l'arretramento della linea di riva segue una tendenza di lungo periodo, che sta portando alla rettificazione della linea di costa (figura 1), ed è principalmente causato dalla drastica riduzione dell'apporto di sedimento da parte dei fiumi (Calabrese et al 2010; 2021 in prep.).

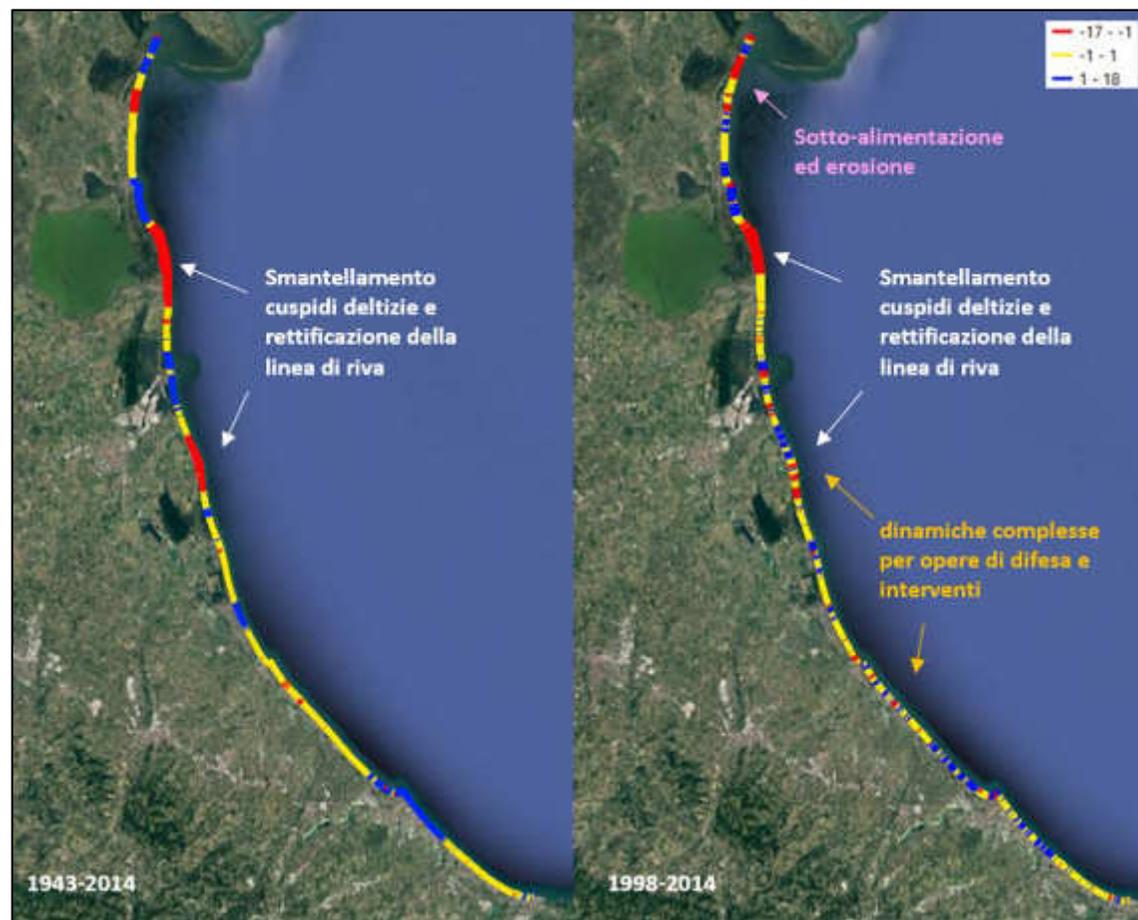


Figura 1 - Variazioni della linea di riva in metri all'anno (tassi): valori positivi (in blu) avanzamento, valori negativi (in rosso) arretramento (da Quadro Conoscitivo GIDAC -2022 - pp.133).

L'area di Foce Reno, in particolare, è quella che attualmente registra i più elevati tassi di arretramento a livello regionale, con punte fino a -10 -12 m/a, mettendo a rischio il futuro di una delle aree umide più rilevanti della Regione e la sicurezza delle aree urbanizzate retrostanti, a partire da Lido di Spina.

Il fenomeno dell'inondazione marina potenzialmente interessa circa 80 km² di fascia costiera (Dati PGRA 2021), ed è associato alle intense mareggiate che annualmente si abbattano sulle coste regionali (Perini et al., 2011). Il costante monitoraggio del fenomeno effettuato dalla Regione sta evidenziando un aumento degli

impatti nonostante l'assenza di una chiara tendenza di intensificazione degli eventi di mareggiata: ciò avviene a causa della fragilità delle morfologie costiere, spiagge troppo strette e poco pendenti, assenza o frammentazione delle dune e per la crescente esposizione di elementi antropici. Per questi motivi l'effetto combinato di subsidenza e innalzamento del livello del mare potrebbe acuire gli impatti delle mareggiate future, aumentando fino ad oltre il 200% le aree allagabili al 2.100 (Perini et al., 2017).

Per quanto riguarda il fenomeno della subsidenza va sottolineata la decisiva riduzione dei tassi lungo la costa regionale, almeno per la componente antropica legata all'estrazione di fluidi dal sottosuolo. In occasione dell'ultimo monitoraggio regionale, i tassi medi di abbassamento del suolo sono dell'ordine dei 3 mm/a nella parte meridionale della costa e di 4-5 mm/a verso nord. I valori maggiori si osservano ancora nel Ravennate dove, in prossimità della Foce dei Fiumi Uniti, si registrano valori fino a 9 mm/a (Monitoraggio Arpae 2016-2021).

Un ulteriore elemento di criticità è rappresentato dalla salinizzazione delle acque superficiali e delle falde che mettono a serio rischio anche l'agricoltura di questi territori. Le scarse precipitazioni che hanno caratterizzato la stagione estiva degli ultimi 20 anni, infatti, hanno determinato diffusa siccità e riduzione delle portate dei fiumi con conseguente risalita del cuneo salino, che, lungo il corso del Po, ha raggiunto distanze di quasi 30 km dalla foce (Arpae, 2021). Per quanto riguarda la falda freatica, che è oggetto di monitoraggio dal 2009 da parte dell'Area geologia, suoli e sismica della Regione, si osserva un deciso aumento della temperatura e una variazione della conducibilità elettrica, presumibilmente riconducibili a processi di cambiamento climatico (Severi P., 2022).

Caratteristiche geo-morfologiche ed evolutive della piana costiera settentrionale dell'Emilia-Romagna

La costa regionale può essere suddivisa in due principali settori, differenziati dal punto di vista dell'assetto morfologico, altimetrico, e sulla base dell'evoluzione geologica degli ultimi millenni (figura 2): quello settentrionale, che corrisponde alle province di Ferrara e Ravenna, dove la costa borda un'ampia piana deltizia e costiera di recente formazione, alimentata dal fiume Po e dai fiumi appenninici e quello meridionale, a sud di Cesenatico, dove il sistema costiero è molto sottile e si è formato grazie all'alimentazione dei corsi d'acqua più brevi che provengono esclusivamente dai bacini appenninici.

Nella piana costiera i rilevati morfologici coincidono con gli argini fluviali e con quelli dei canali di bonifica, o con residui di antichi cordoni litorali, che sono via via più recenti verso costa. Le dune attuali sono presenti in buona parte del territorio centro settentrionale ed assenti in quello meridionale, sono generalmente molto frammentate e le quote medie sono comprese tra i 2 e i 3 m s.l.m., con alcuni elementi che raggiungono quote massime di 8-9 m (Perini et al 2023).

La litologia della piana costiera è caratterizzata da sabbie, attribuibili ad ambienti ad alta energia fluvio-deltizi (canali e foci) e litorali (spiagge e dune) e da limi e argille, tipici di ambienti a bassa energia (baie, lagune, paludi, piane inondabili). Anche nel sottosuolo si osservano queste litologie che sono organizzate volumetricamente in un modo ben preciso, influenzato dall'evoluzione climatico-eustatica olocenica. Si tratta di un ciclo sedimentario trasgressivo in cui sopra ai depositi alluvionali più antichi si sono depositi sedimenti di ambienti di transizione, quindi marini, che testimoniano l'invasione del mare in questo territorio; al di sopra, sono presenti spessi depositi deltizi e di spiaggia, prevalentemente limi e argille di prodelta e sabbie di cordone e di foce.

Evoluzione della piana costiera

Le fluttuazioni glacio-eustatiche del tardo Quaternario hanno profondamente influenzato l'evoluzione sedimentaria della piana costiera: in particolare, al termine dell'ultima glaciazione, denominata "wurmiana", si verificò un brusco miglioramento climatico a cui si associò per alcuni millenni (tra i 20.000 e 12.000 anni BP) una rapida risalita del livello del mare e il conseguente arretramento della linea di riva per centinaia di chilometri verso terra, fino ad assestarsi ad una trentina di chilometri più ad ovest rispetto alla costa attuale (Veggiani, 1984; Correggiari et al., 1996; Amorosi et al., 2008). Circa 5.000 anni fa il livello del mare si è relativamente stabilizzato e le foci fluviali, sia afferenti al sistema del Po che quelle appenniniche, hanno ricominciato a fornire sufficiente sedimento alle coste per colmare le aree sommerse e far avanzare il sistema litorale fino alla posizione che conosciamo oggi, seppure con oscillazioni legate a cicli climatici minori e in parte anche all'azione di regimazione idraulica e bonifica condotta dall'uomo (figura 3).

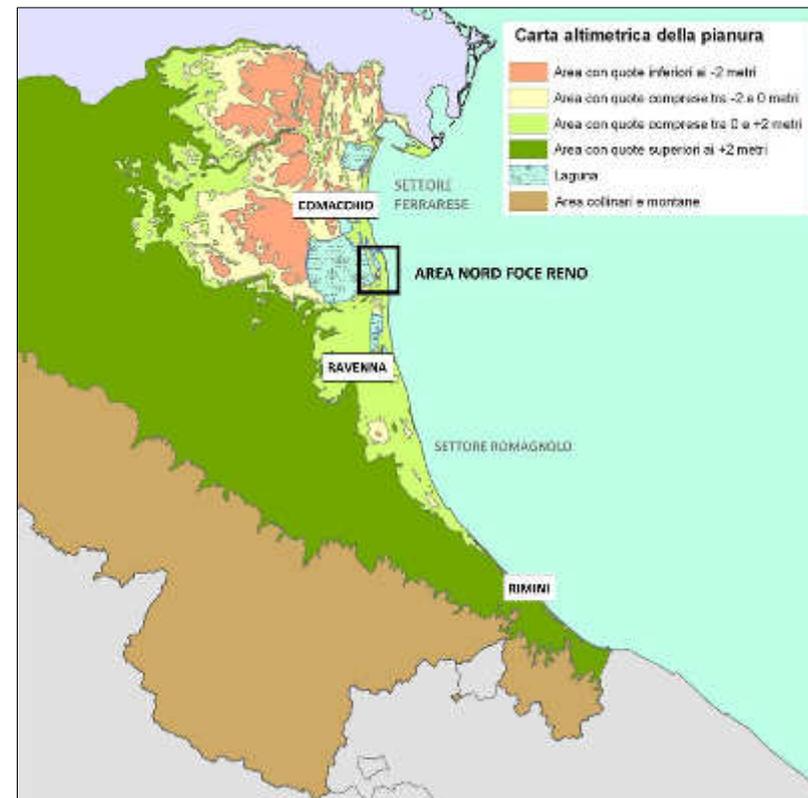


Figura 2 - Mappa dell'assetto altimetrico della piana costiera emiliano-romagnola. È chiaramente evidenziato l'assetto morfologico della piana costiera e la grande estensione delle aree con quota inferiore al livello del mare, che ammontano a circa 1.200 km², con quote minime comprese tra -3 e -4 m rispetto al livello del mare

Nel periodo storico, a partire dall'età del bronzo e per tutto il periodo romano, si osserva la crescita di un grande delta padano nella parte sud dell'attuale territorio ferrarese (il Po di Spina e di Primaro) mentre verso nord si assiste alla predominanza del Po di Volano, soprattutto nel periodo medievale e rinascimentale e successivamente, a partire dal XVII secolo, la costruzione del delta padano moderno.

L'evoluzione di questi apparati deltizi attraversa fasi ben precise: durante la crescita si osservano morfologie prominenti verso mare, solcate da una rete complessa di canali distributori digitati e con diffuse barre sabbiose alle foci. In fase di scarsa alimentazione e abbandono si formano invece frecce litorali e barriere sabbiose, che separano nuove lagune e paludi dal mare.

Il territorio ferrarese, per l'alternanza di questa dinamica delle foci, è caratterizzato dalla presenza di vaste aree depresse, residui di antiche baie e lagune (ad esempio le Valli di Comacchio e le aree di bonifica) e da dossi che rappresentano i cordoni litorali.

La laguna di Goro e lo Scanno

Attualmente l'unica laguna attiva è la Sacca di Goro (figura 4), originata a partire dalla fine del '800 con la crescita della freccia litoranea 'Scanno di Goro', che si estende per circa 7 km ad ovest rispetto alla Foce del Po di Goro. La principale bocca lagunare è situata a ridosso dello Scanno di Volano, mentre una bocca secondaria è stata artificialmente scavata negli anni '80 tagliando la freccia litorale, ricavando così un'isola barriera, ora sommersa (Simeoni et al., 2000). La piana tidale retrostante lo scanno è attraversata da una rete di sottili canali tidali, ed è caratterizzata dalla presenza di estese "barene", dossi sabbiosi che emergono dall'acqua in bassa marea.

La freccia litoranea, invece, è quasi sempre emersa e presenta quote comprese tra +0,5 m e +2 m s.l.m., con una media intorno a +1 m. Questo elemento morfologico è estremamente dinamico, ed è mantenuto attivo grazie all'apporto di sabbia dal fiume Po e, come in questa fase, dallo smantellamento degli apparati di foci del Po (Calabrese et al. in prep.). Si tratta di un elemento fortemente esposto agli effetti delle mareggiate, che può essere allagato anche in occasione di eventi frequenti e che potrebbe erodersi o scomparire per effetto dell'innalzamento del livello del mare e dell'aumento degli eventi estremi, modificando così l'assetto della laguna.



Figura 3 - Posizione delle spiagge (linea verde) e limite delle acque salmastre (linea blu) al momento della massima ingressione marina dell'ultimo ciclo glaciale-interglaciale 6.000-5.500 anni fa (immagine tratta dal volume "La Pianura", a cura di Amorosi A. e Pignone R.)



Figura 4 - Sistema lagunare della Sacca di Goro: sono visibili le foci dei due rami Po di Volano e Po di Goro e la freccia litorale (spit) che separa la Sacca omonima dal Mare Adriatico

Morfodinamica e criticità dell'area a nord di Foce Reno

L'area analizzata riguarda il tratto di costa a nord di Foce Reno, fino all'ex Bagno Jamaica (attuale "Dolce vita" a Lido di Spina Sud), un settore lungo circa 5 km interessato da processi morfo-dinamici di notevole intensità e caratterizzato da un forte arretramento della linea di riva.

I dati utilizzati nelle analisi sono: foto aeree orto rettificate, linee di riva, dati altimetrici di dettaglio ottenuti con rilievi Lidar e cartografie tematiche, tutti elaborati nell'ambito del Sistema Informativo del Mare e della Costa della Regione Emilia-Romagna.

Evoluzione geomorfologica e delle aree umide

Il tratto di costa in cui è ubicata la riserva statale della 'Sacca di Bellocchio' è probabilmente quello che ha subito la maggiore evoluzione nell'ultimo secolo: la sua formazione è molto recente e sicuramente collegata alle fasi di attivazione/disattivazione degli apparati deltizi.

Come possiamo dedurre dalla posizione delle linee di riva 1570, 1814 e 1901, sovrapposte alle immagini satellitari dell'anno 2020 in figura 5, l'area oggetto di studio si è sviluppata negli ultimi secoli per effetto di più cicli di crescita e smantellamento della foce, così caratterizzati:

- tra il 1570 e il 1814, si individua un primo ciclo di crescita e successivo smantellamento del delta di Primaro, che, grazie alla redistribuzione laterale dei sedimenti, ha favorito la formazione dei cordoni litorali del XIX secolo (figura 6);
- tra il 1814 e l'attuale si osserva un secondo ciclo di crescita e smantellamento della foce del Reno (allacciato al Primaro tra il 1767 e il 1795) con conseguente formazione di cordoni/aree umide del XX secolo (figura 7).



Figura 5 - Dettaglio evoluzione linee di costa nell'area circostante la Foce del fiume Reno

Il tasso di crescita medio della costa, calcolato sulla base della distanza tra le linee di riva del 1570 e del 2020 è di 4-5 m/anno, senza tener conto delle diverse fasi di avanzamento e di arretramento della linea di riva.

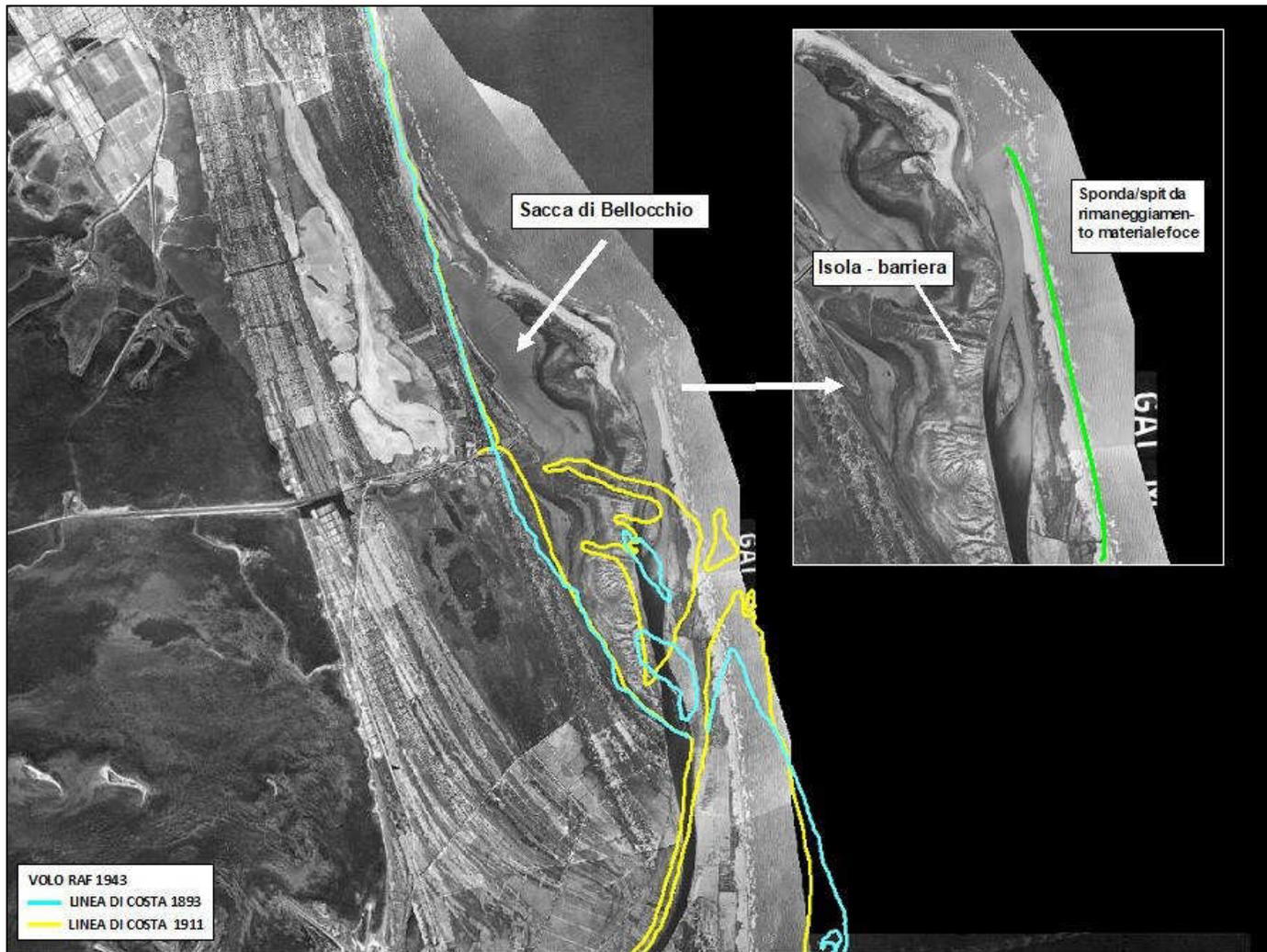
Il periodo successivo (fase 2) è stato caratterizzato da una dinamica analoga: nella parte destra di figura 7, ove sulla foto aerea 2020 sono proiettate le aree umide e i cordoli litorali del 1814, tracciati in colore giallo, si osserva che questi ultimi affiorano oggi solo verso sud mentre a nord sono sepolti sotto gli abitati di Lido degli Estensi e Lido di Spina. L'area umida più ad est, che oggi costituisce l'Ancona di Bellocchio e il Lago di Spina, si è formata molto di recente, come confermato dalla ricostruzione di dettaglio riportata in figura 8.



Figura 7 - Confronto tra la posizione della spiaggia del 1814 rispetto all'attuale (2020)

Qui si osserva la decisa flessione verso nord della Foce del Reno alla fine dell'800 (linea di costa in azzurro del 1893), con 'barre di foce' che, successivamente, sono evolute in un'isola (linea gialla del 1911), cominciando a delimitare verso ovest un braccio di mare protetto.

La cartografia di base, rappresentata dal Volo RAF del 1943, testimonia che nei successivi 30 anni, l'apparato di foce del Reno è rapidamente evoluto: lo sbocco a mare è migrato verso nord di circa 2 km, mentre nel tratto finale del corso d'acqua si è sviluppata una vera e propria un'isola-barriera, evoluzione di quella del 1911.



Essa ha definitivamente confinato la nuova laguna denominata 'Sacca di Bellocchio', in connessione con il mare attraverso un canale di marea posto al limite nord della stessa.

Figura 8 - Base cartografica ortofoto RAF 1943 e linee riva 1894-1911.

La sponda destra del fiume Reno, evidenziata nel dettaglio di figura 8, corrisponde, verso mare, alla freccia litorale che si è formata in seguito al progressivo smantellamento e arretramento della foce, di cui si riporta l'andamento in epoca recente-attuale (figura 9).

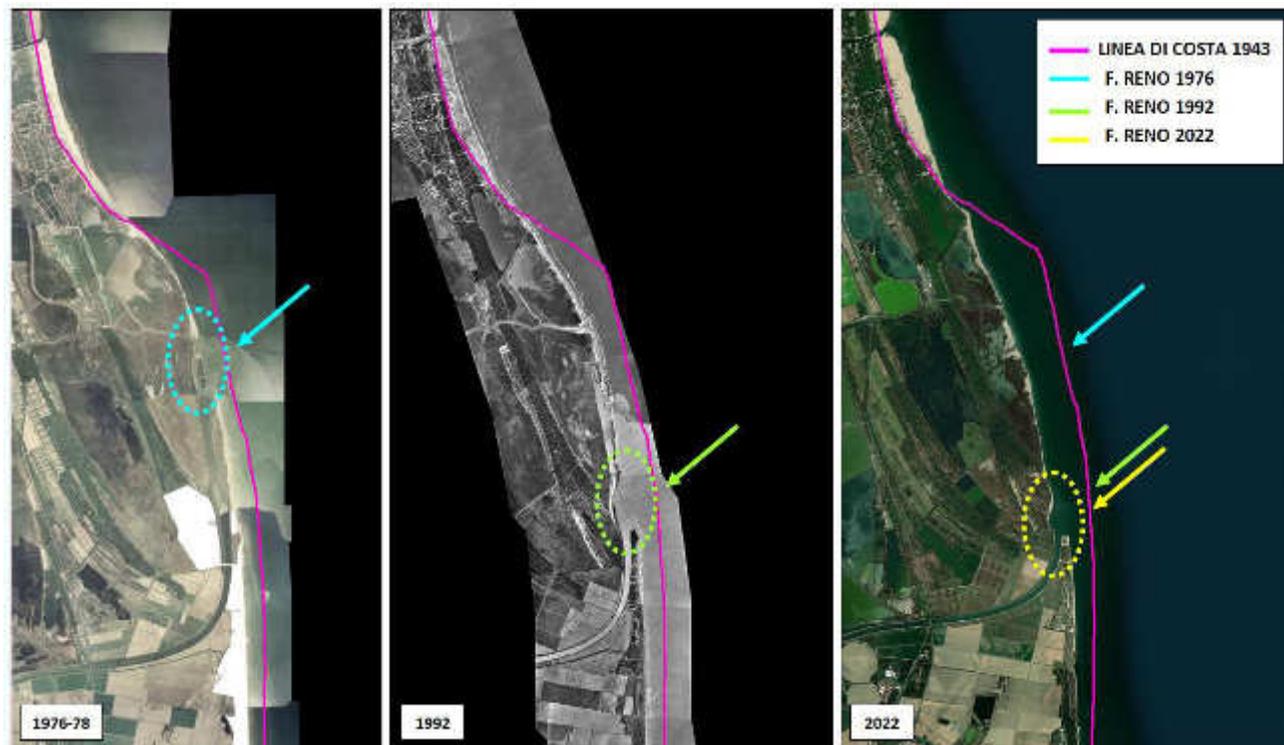


Figura 9 - L'immagine illustra la posizione della foce di Reno tra il 1976 e il 2020 e la linea di riva del 1943. In 80 anni l'arretramento verso sud è stato di circa 5 km, .3.4 km dal 1976.

La successiva costruzione del Canale Gobbinò, in continuità con il canale Bellocchio, realizzato per ripristinare il collegamento a mare delle Valli di Comacchio e delle stesse Vene, ha diviso l'area umida in due bacini: la parte meridionale, meno profonda, si è andata evolvendo in palude, mentre la parte settentrionale, trasformata in stagno costiero, è stata a sua volta divisa in due parti (a nord Lago di Spina e a sud Ancona di Bellocchio) dal terrapieno di una strada costruita negli anni sessanta per realizzare un accesso diretto alla spiaggia (Regione Emilia-Romagna, 1990).

La dinamica recente

La fascia costiera tra Foce Reno e Lido di Spina sud (ex Bagno Jamaica) oggi si presenta come un'area umida in parte paludosa, in connessione con il mare attraverso il canale artificiale Gobbino e altri canali di marea che si attivano in occasione di eventi di mareggiata. Il cordone litorale che separa l'area umida dal mare è caratterizzato da una spiaggia sottile, con ampiezza generalmente inferiore ai 30 m, da lembi residuali di duna (caratterizzati dalla presenza di vegetazione arbustiva) e da numerosissimi 'ventagli di washover' (figura 10). Questi ultimi sono prodotti dall'azione del moto ondoso che, durante le mareggiate più energetiche, determina lo spostamento di volumi consistenti di sabbia dalla battigia e dalla spiaggia sommersa, accumulandoli nella zona retrostante. Tali morfologie, osservabili anche nella documentazione storica, sono localmente interessate dalla presenza di vegetazione rada che si accresce durante i periodi di calma meteomarina.

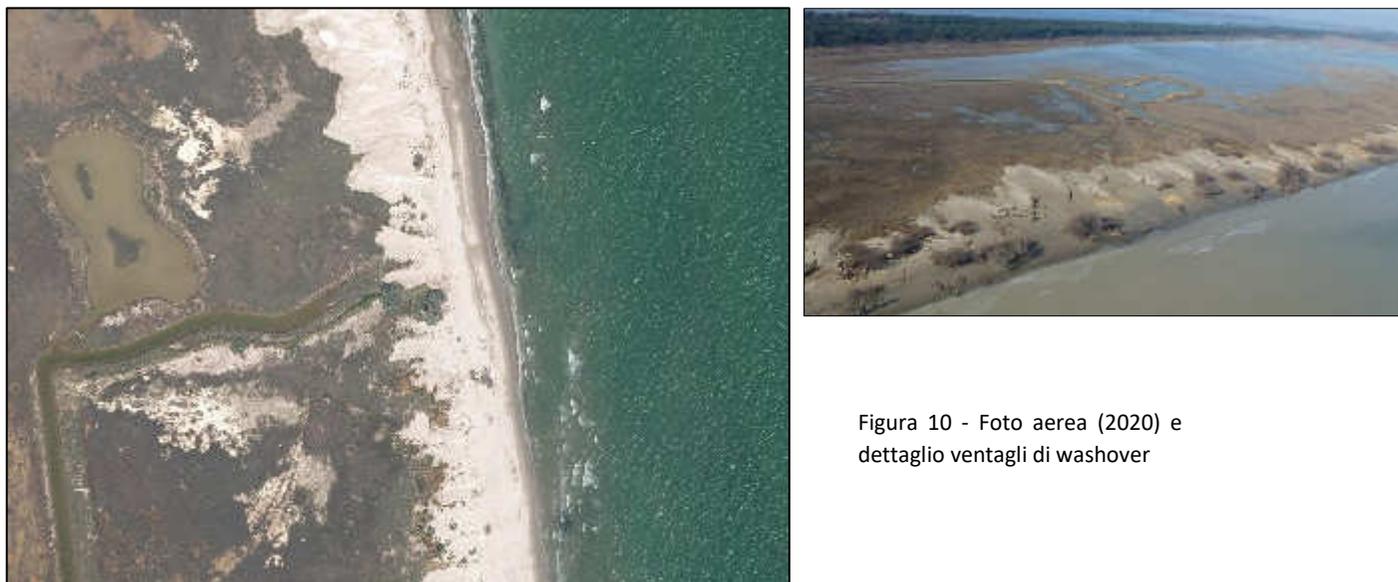
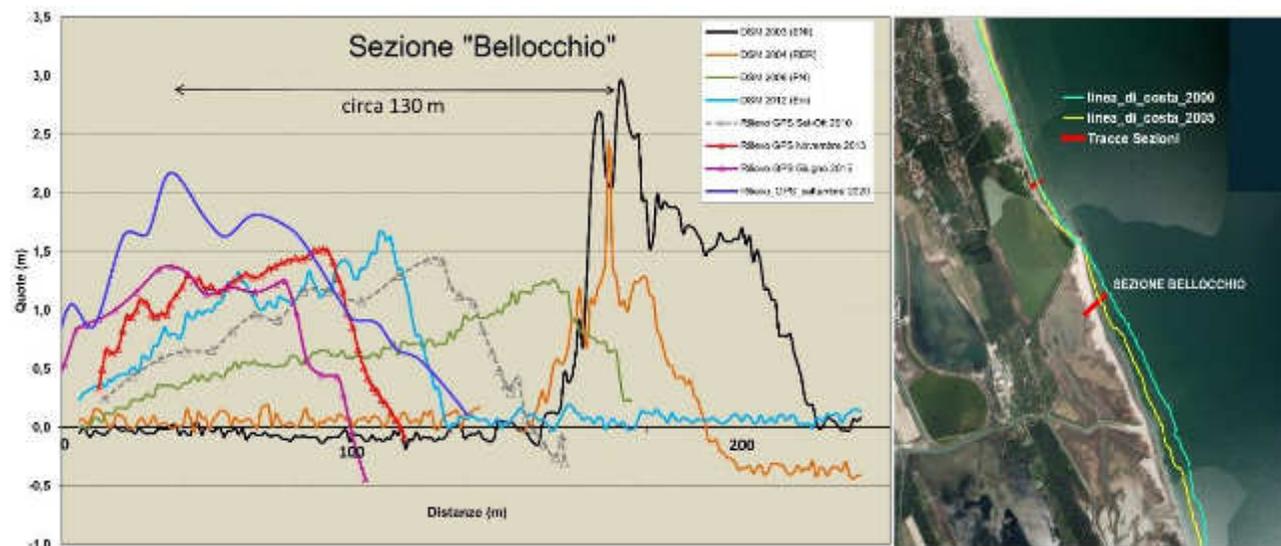


Figura 10 - Foto aerea (2020) e dettaglio ventagli di washover

La dinamica recente di questa zona mostra evidenti processi di erosione, ingressione marina scavalco del cordone litorale e, come dimostrano i rilievi Lidar (figura 11) e i monitoraggi topo-batimetrici regionali (ARPAE 2018), una chiara tendenza all'arretramento della linea di riva e all'approfondimento dei fondali. Essendo il trasporto solido litoraneo diretto verso nord, il sedimento asportato si accumula a ridosso dai moli portuali di Porto Garibaldi, accrescendo fortemente la spiaggia e i fondali a Lido degli Estensi.

Figura 11 - È illustrata l'evoluzione di un transetto a sud del Bagno Jamaica, dove, a partire dal 2010, sono stati eseguiti rilievi semestrali con GPS, alcuni dei quali sono qui messi a confronto con i dati altimetrici acquisiti con sistema Lidar dal 2003. Si osserva il netto arretramento del cordone litorale, e l'abbassamento delle quote massime di circa 1 metro.



La forte tendenza regressiva del sistema in atto è ulteriormente testimoniata dall'affioramento di argille residuali di origine lagunare nella zona di spiaggia attiva e di battigia (figura 12).





Figura 12 (a sinistra e pagina precedente) - Affioramenti di argille lungo la battigia



Nell'ambito di uno studio recente eseguito dal AGSS nel 2010, è stata elaborata una simulazione della posizione della linea di riva al 2015, 2030 e al 2090 (Figura 13), basata sui tassi di variazione calcolati nell'intervallo 1943-2005. (Calabrese et al 2010). Il tratto più critico risulta essere proprio quello antistante le Vene di Bellocchio, in cui al 2090 è prevista la quasi totale perdita dell'area umida e di parte delle aree boschive e dei cordoni litorali, con arretramenti massimi di 500 m.

Figura 13 - Proiezioni delle linee di riva al 2015-2030 e 2090, basate sui tassi di arretramento/avanzamento della costa nell'intervallo 1943-2005.

Storia degli interventi di difesa

Per contrastare le criticità sopra descritte, nel corso degli anni sono stati realizzati diversi interventi di difesa a mare o radenti e alcuni argini interni. La prima è stata la protezione della Foce del Gobbino, realizzata alla fine degli anni '70. All'inizio degli anni '90, in prossimità della battigia, sono stati posizionati circa 2 km di 'tubi longard', ovvero tubi in geotessuto perpendicolari e trasversali alla costa, riempiti di sabbia, che, già nel 2000, si presentavano frammentati e annegati a causa dell'arretramento anche di 40 m della linea di riva. Di queste opere, la cui posizione rispetto alla costa attuale è mappata in figura 14, oggi si rilevano



solo pochi residui in prossimità del Bagno Jamaica. Le opere costiere più recenti sono costituite, invece, da alcuni pennelli in legno e da massicciate, erette a partire dal 2014 in prossimità dello stabilimento balneare, per evitarne lo scalzamento. A tergo della spiaggia e delle valli sono stati eretti argini in terra per proteggere l'abitato di Lido di Spina e le valli retrostanti.

Figura 14 - Cartografia delle opere di difesa realizzate a partire dagli anni '70 per il contrasto dei fenomeni di erosione dei litorali e inondazione marina.

Conclusioni

L'area compresa tra la Foce del Reno e Lido di Spina è una delle più critiche della costa Emiliano-Romagnola; in questo settore si stanno infatti verificando profonde variazioni morfologiche, accompagnate da un rapido arretramento della linea di costa, con tassi che raggiungono i -10/12 metri all'anno.

Le valli e i cordoni litorali più avanzati, che si erano formati a partire dall'800 in un contesto climatico e sedimentario diverso dall'attuale, sono ora a serio rischio di scomparsa. Tale instabilità è principalmente causata dalla grave carenza di apporto solido di fondo da parte dei fiumi, in particolare dal fiume Reno, che non riesce a compensare gli effetti combinati della subsidenza, che qui si attesta su valori tra i 2 e 5 mm/a, e dell'erosione dei litorali prodotta dalle mareggiate.

A parità di condizioni, nell'arco di alcuni decenni, l'area costiera che comprende l'Ancona di Bellocchio e il cordone litorale antistante saranno sommersi dal mare, mentre a protezione delle Valli e dell'abitato di Lido di Spina rimarrebbero solo gli argini artificiali in terra.

Queste problematiche spingono la Regione ad approfondire le conoscenze, a monitorare i fenomeni e a sviluppare strategie di gestione e di adattamento finalizzati alla difesa degli abitati e delle attività economiche che insistono in questa zona, come documentati in un altro contributo al presente volume e nella strategia di gestione integrata per la difesa e l'adattamento della costa ai cambiamenti climatici (GIDAC -2022).

Bibliografia

- Aguzzi, M., Costantino R., De Nigris, N., Morelli, M., Romagnoli, C., Unguendoli, Vecchi E. ARPA ER, (2018). Stato del litorale emiliano-romagnolo all'anno 2018. Erosione e interventi di difesa. I Quaderni ARPAE. ISBN 978-88-87854-48-0.
- Amorosi A., Dinelli E., Rossi V., Vaiani S. C., & Sacchetto M. (2008). Late Quaternary palaeoenvironmental evolution of the Adriatic coastal plain and the onset of Po River Delta. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 268, 80-90.
- Amorosi A. & Pignone R. (2009). *La pianura: geologia, suoli e ambienti in Emilia-Romagna*. Pendragon.
- Arpa-Regione Emilia-Romagna 2021 - Valutazione dello stato delle acque superficiali fluviali 2014-2019. Versione settembre 2021.
- Calabrese L., Cibi U., Perini L (2010). Evoluzione del sistema marino-costiero nel contesto geologico-climatico In: Perini, L. e Calabrese, L. (a cura di) (2011). *Il sistema mare-costa dell'Emilia-Romagna*; Bologna: Pendragon. Monografie ISBN 978- 888342847; pp 137-154
- Calabrese L., Lorito S., Perini L (2010). Variazione della linea di riva dalla Foce del Reno alla Foce del Po di Volano. In: Perini, L. e Calabrese, L. (a cura di) (2011). *Il sistema mare-costa dell'Emilia-Romagna*; Bologna: Pendragon. Monografie ISBN 978- 888342847; pp 179-198
- Calabrese L. Luciani P. Perini L. (2021) A review of subsidence induced by gas exploitation on coastal erosion in Emilia-Romagna, Italy. *Bollettino di Geofisica Teorica ed Applicata*, Vol. 62, n.2, June 2021, pp. 279-300
- Calabrese L., Correggiari A., Perini L. e Remia A (in Prep.); *La Geologia tra la Terra e il Mare Guida allo studio delle coste basse sabbiose per l'analisi dei rischi costieri: l'esempio dell'Emilia-Romagna*.
- Correggiari A., Roveri M. & Trincardi F. (1996). Late-Pleistocene and Holocene evolution of the North Adriatic Sea. In: Late-Glacial and early Holocene climatic and environmental changes in Italy. *Il Quaternario: Italian Journal of Quaternary Sciences*, 9, 697-704
- GIDAC (2022) <https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/suolo-bacino/argomenti/difesa-della-costa/gidac/gidac-dicembre-2022>).
- IPCC 6AR 2021 Fox-Kemper, B., H.T. Hewitt, C. Xiao, G. Aðalgeirsdóttir, S.S. Drijfhout, T.L. Edwards, N.R. Golledge, M. Hemer, R.E. Kopp, G. Krinner, A. Mix, D. Notz, S. Nowicki, I.S. Nurhati, L. Ruiz, J.-B. Sallée, A.B.A. Slanegen, and Y. Yu, 2021: Ocean, Cryosphere and Sea Level Change. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1211–1362, doi: 10.1017/9781009157896.011.
- Perini L., Calabrese L., Deserti M., Valentini A., Ciavola P. & Armaroli C. (a cura di) (2011). *Le Mareggiate e gli impatti sulla costa in Emilia-Romagna, 1946-2010*. I quaderni di Arpa, pp. 141. Arpa Emilia-Romagna, Bologna, ISBN 88-87854-27-5.
- Perini L., Calabrese L., Luciani P., Olivieri M., Galassi G. & Spada G. (2017). Sea-level rise along the Emilia-Romagna coast (Northern Italy) in 2100: scenarios and impacts. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 17, 2271–2287, 2017
- Perini L, Calabrese L. Lelli J (2023). Rapporto Tecnico: LE DUNE COSTIERE AL 2019. Stato e analisi evolutive periodo 2004-2019
- GIDAC- Quadro Conoscitivo - Allegato I - Strategia Regionale di Gestione Integrata per la difesa e l'adattamento della costa ai cambiamenti Climatici (GIDAC) <https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/geologia/geologia/costa/il-quadro-conoscitivo-della-strategia-gidac>
- Severi P., 2022. Capitolo 1.2.5 del Quadro Conoscitivo - Allegato I - Strategia Regionale di Gestione Integrata per la difesa e l'adattamento della costa ai cambiamenti Climatici (GIDAC) <https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/geologia/geologia/costa/il-quadro-conoscitivo-della-strategia-gidac>
- Simeoni U., a cura di (2000). *LA Sacca di Goro*. Studi Costieri, 2, 239 pp.



Foce del torrente Bevano (RA) – Habitat 1110 “Banchi di sabbia a debole copertura permanente di acqua marina” (foto G. Nobili).

Un approccio multidisciplinare per lo studio ambientale della Sacca di Bellocchio

Vecchi A.¹, Armynot du Châtelet E.², Barbieri G.¹, Da Prato S.³, Frontalini F.⁴, Mazzini I.⁵, Vaiani S.C.¹, Rossi V.¹

¹*Dipartimento di Scienze Biologiche, Geologiche e Ambientali, Università di Bologna, Bologna, Italia*

²*Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences, University of Lille, CNRS, University Littoral Côte d'Opale, Lille, France*

³*Istituto di Geoscienze e Georisorse (IGG) CNR, Pisa, Italia*

⁴*Dipartimento di Scienze Pure e Applicate, Università di Urbino "Carlo Bo", Urbino, Italia*

⁵*Istituto di Geologia Ambientale e Geoingegneria (IGAG) CNR, Area della Ricerca di Roma 1, Roma, Italia*

Introduzione alla tematica di ricerca e all'area di studio

A partire dalla prima rivoluzione industriale, l'impatto antropico sugli ambienti acquatici e terrestri è cresciuto esponenzialmente alterando la geo-biodiversità del nostro pianeta tramite vari processi (e.g., scarico di inquinanti; sfruttamento delle risorse naturali; emissione di gas serra) sempre più diversificati e spesso cooperanti fra loro. Comprendere pienamente le dinamiche ambientali, nelle loro componenti abiotiche e biotiche, in risposta alle forzanti naturali e antropiche agenti su diverse scale temporali (da secolari a sub-decennali), è una delle grandi sfide delle scienze naturali rientrante negli obiettivi dell'Agenda ONU 2030 per lo sviluppo sostenibile (unric.org/it/agenda-2030), ed è un elemento di conoscenza importante per supportare la resilienza e la capacità di adattamento ai cambiamenti globali (i.e., *Global Change*) del nostro territorio.

La complessità di queste interazioni è ulteriormente incrementata dall'impatto antropico sul fattore climatico, a partire dal periodo industriale e con un'accelerazione notevole dal 1950 (IPCC, 2014). Il rapporto del gruppo internazionale di esperti sul clima (*International Panel on Climate Change-IPCC*) stima che circa metà delle emissioni antropiche di anidride carbonica avvenute fra il 1750 e il 2011 sono inquadrabili negli ultimi 40 anni circa, in accordo con un generale trend di accelerazione della temperatura media globale e dell'intensità e frequenza degli eventi meteorologici estremi, a partire dalla metà del secolo scorso (*Great Acceleration*). Coerentemente, anche il tasso di risalita del livello medio del mare (l.m.) è in crescita dal secolo scorso (e.g., IPCC, 2023).

Il Mediterraneo è una delle aree geografiche più esposte al rischio climatico-ambientale (Ali et al., 2022) e le conseguenze del riscaldamento climatico e delle attività antropiche, agenti direttamente sul territorio

(e.g., urbanizzazione; agricoltura; pesca; inquinamento), possono essere molteplici. Una valutazione delle dinamiche interne agli ambienti marini, transizionali-costieri e continentali e del loro stato di stress attuale è un buon punto di partenza per sostenere efficaci strategie di mitigazione e adattamento. In particolare, le aree transizionali-costiere (e.g., delta, sistemi barriera-laguna), essendo posizionate al limite tra il mondo marino e quello continentale, ospitano numerosi ambienti e sotto-ambienti estremamente sensibili ad ogni *input* esterno e naturalmente soggetti a condizioni stressanti per le frequenti variazioni di molteplici parametri chimico-fisici quali salinità, temperatura ed idrodinamismo al fondale.

In questo contesto si colloca il progetto di studio sulla Sacca (sistema barriera-laguna) di Bellocchio, ubicata circa 40 km a sud dall'attuale Delta del Po lungo la costa settentrionale del Mar Adriatico (Figura 1). Lo scopo è quello di valutare la geo-biodiversità del sistema lagunare e il suo stato di salute tramite un approccio multidisciplinare, capace di analizzare le componenti biotiche e abiotiche nonché le loro relazioni. Nello specifico, per la componente biotica, sono stati utilizzati dei microorganismi che comunemente colonizzano i fondali delle aree lagunari (i foraminiferi bentonici) e sono conosciuti in letteratura come ottimi indicatori (*proxy*) ambientali (Melis & Covelli, 2013; Barbieri & Vaiani, 2018). La scelta di focalizzare la nostra attenzione sulla Sacca di Bellocchio, fra le varie aree umide nord adriatiche (Figura 1A), è stata guidata dalle seguenti considerazioni:

- È un'area protetta facente parte del Parco Regionale del Delta del Po, ma fortemente soggetta ad erosione costiera (Perini & Calabrese, 2010) e confinante con aree umide più o meno intensamente e variamente antropizzate (e.g., itticoltura, agricoltura), quali le Valli di Comacchio e del Mezzano (Figura 1A).
- È un'area relativamente limitata come estensione (~2 km²), ma caratterizzata da un'elevata diversità morfologica e ambientale grazie ad un non trascurabile grado di influenza delle correnti tidali (~1 m; Ferrarin et al., 2017), seppur in un contesto pienamente microtidale, e all'assenza di significativi *input* fluviali.

Dal punto di vista geomorfologico, la Sacca di Bellocchio appartiene ad un sistema di aree umide costiere "Vene del Bellocchio" che si sviluppa fra la foce del Fiume Reno a Sud e la piana di sabbia dei lidi di Spina e degli Estensi a Nord, a partire dal XIV-XVI secolo come documentato dalle mappe storiche e dall'età dei cordoni litorali (Figura 1B; Bondesan et al., 1999; geoportale.regione.emilia-romagna.it/catalogo/dati-cartografici/informazioni-geoscientifiche/geologia/banca-dati-geologica-1-10.000). Il sistema lagunare confina a Nord con il Lago di Spina tramite il Canale Logonovo, mentre un altro canale artificiale (Canale Gobbino) attraversa il bacino dividendolo in due porzioni (Sacca di Bellocchio I e II) e connettendo le aree umide retrostanti con il mare (Figura 1B).



Figura 1 (A) - Il sistema di aree umide Mezzano-Comacchio-Bellocchio a sud del delta attuale del Fiume Po. (B) - Sistema barriera-laguna di Bellocchio; sono qui evidenziate le aree umide componenti il sistema (incluso il Lago di Spina), il Fiume Reno ed il Canale Gobbino (*basemap* da Google Earth).

Il nostro studio è prevalentemente focalizzato sul settore settentrionale (R.N. Sacca di Bellocchio II), dove è presente un bacino lagunare, profondo circa 50 cm, costantemente sommerso e circondato da zone intertidali solo periodicamente sommerse e più o meno vegetate, localmente attraversate da canali secondari/*creeks* alimentati dalle correnti tidali. La barriera sabbiosa mostra la presenza di numerosi ventagli di tempesta (*washover*) che caratterizzano la porzione più esterna della laguna.

Il ruolo dei foraminiferi bentonici negli studi (paleo)ambientali

I protagonisti delle nostre analisi sono i foraminiferi bentonici (Figura 2). Questi microorganismi unicellulari (i.e., protisti), le cui dimensioni generalmente rientrano nel *range* granulometrico delle sabbie (da alcune decine di millesimi di millimetro a pochi centimetri), prendono il nome dalla caratteristica presenza di fori sul loro guscio (*foramina*; Figura 2); questo tipicamente costituito da una o più camere di varie forme e disposte in serie o in avvolgimento (Figura 2), può essere carbonatico (carbonato di calcio), o raramente siliceo, agglutinante (granuli derivanti dal fondale e tenuti assieme da un cemento) od organico. I foraminiferi sono presenti in quasi tutti gli ambienti transizionali e marini e si preservano facilmente come fossili, sostenendo il loro ampio utilizzo negli studi geologici (Amorosi et al., 2004, 2014; Barbieri et al., 2019; Rossi et al., 2021).

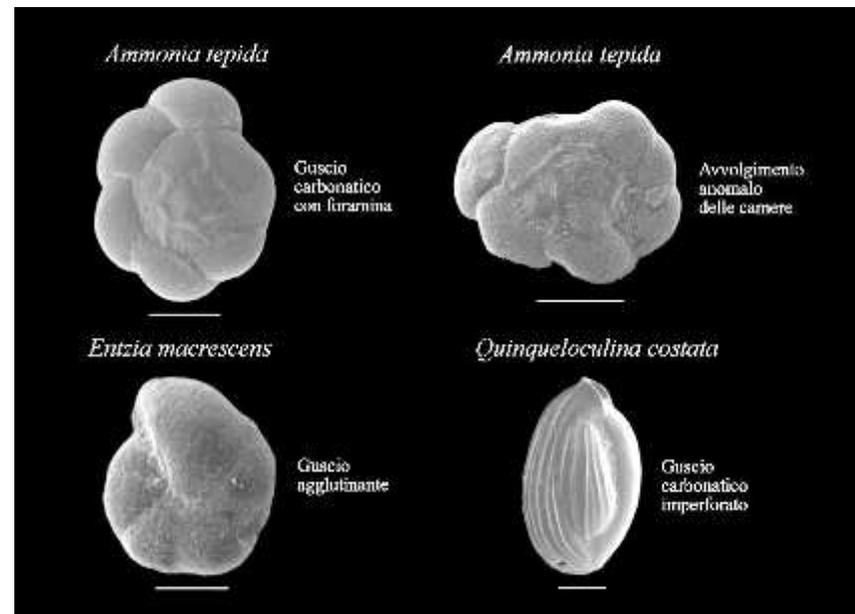


Figura 2 - Foto prodotte con il microscopio elettronico a scansione (SEM-Scanning Electron Microscope), di alcuni esemplari di foraminiferi bentonici con differenti tipologie di guscio. In figura è riportato anche un esemplare con evidenti deformazioni del guscio. Barra di scala bianca = 100 millesimi di millimetro.

I foraminiferi bentonici sono fra i microorganismi marini più diversificati, e la loro elevata sensibilità ad un'ampia gamma di parametri ambientali (e.g., salinità; quantità e tipologia di materia organica; ossigenazione; profondità; granulometria e copertura vegetale del fondale) li rende ottimi *proxy* paleoambientali (Murray, 2006). L'uso dei microfossili nelle ricostruzioni paleoambientali si basa sulle conoscenze ecologiche delle varie specie e sul principio secondo il quale i processi biologici, chimici e fisici che operano attualmente sono i medesimi che operavano nel passato (“*the present is the key to the past*”). Numerosi sono gli studi riguardanti la distribuzione spaziale dei foraminiferi bentonici nei sistemi attuali e l'individuazione di associazioni tipiche di specifici ambienti

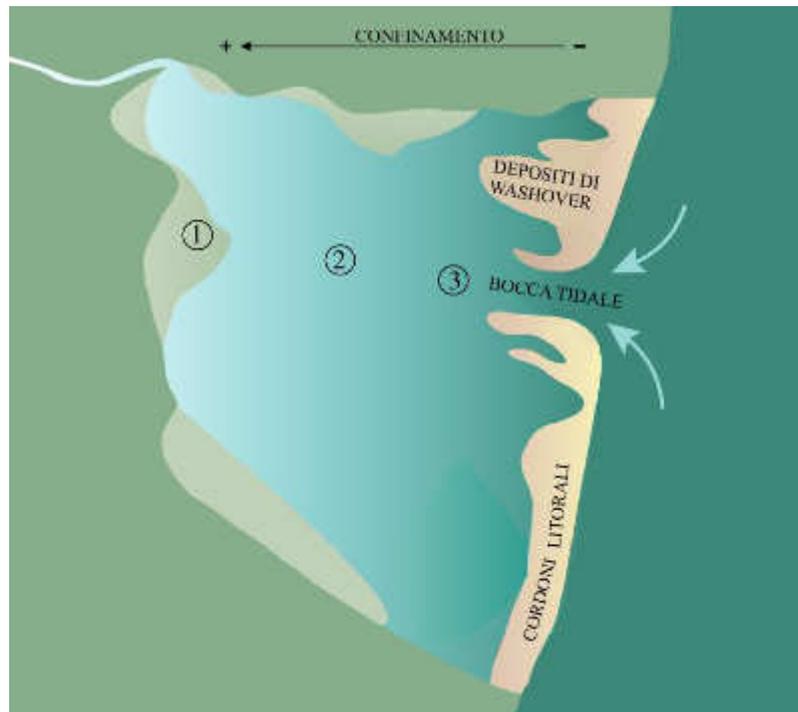


Figura 3 - Distribuzione spaziale delle specie dominanti nelle lagune microtidali mediterranee. (1) Associazione tipica di depositi di *salt marsh* (zone verde chiaro): *Entzia macrescens*, *Trochammina inflata*, *Ammonia tepida* e *Quinqueloculina seminula*. (2) Associazione tipica di laguna interna-centrale: *Ammonia tepida*, *Haynesina germanica*, *Quinqueloculina seminula* e *Criboelphidium oceanense*. (3) Associazione tipica di laguna esterna: *Ammonia tepida* e *Miliolidi* (zonazione *leggermente* modificata da Debenay et al., 2000).

e sotto-ambienti consente una ricostruzione paleoambientale di elevato dettaglio, qualora un'associazione affine venga riscontrata all'interno del *record* fossile (Amorosi et al., 2004; Rossi et al., 2021). In generale, le aree lagunari microtidali del Mediterraneo mostrano una zonazione spaziale legata alle caratteristiche chimico-fisiche della massa d'acqua e al tipo di fondale (Debenay et al., 2000; Debenay & Guillou, 2002). Nello specifico, Debenay e Guillou (2002) ritengono che il parametro complesso “grado di confinamento” (grado di scambio delle acque della laguna con il mare) sia un fattore molto importante sulla distribuzione dei foraminiferi bentonici, come riportato in Figura 3. Tuttavia, ogni sito mostra alcune peculiarità e in contesti particolarmente eterogenei come la Sacca di Bellocchio il quadro è certamente molto articolato. Morfologie locali e dinamiche costiere possono causare cambiamenti ambientali potenzialmente indipendenti dal gradiente terra-mare, ma tracciabili dalle faune a foraminiferi (Melis & Covelli, 2013). I foraminiferi bentonici sono anche considerati ottime sentinelle dello stato di qualità ecologica dei bacini costieri e marini, poiché hanno un ciclo di vita breve e sono particolarmente reattivi e resilienti a varie

forme di stress ambientale, indipendentemente dall'origine naturale o antropica (e.g., eutrofizzazione; concentrazione di metalli pesanti), mutando la struttura e/o composizione dell'associazione (Coccioni, 2000; Melis & Covelli, 2013). In particolare, il livello di stress ambientale nelle aree lagunari può essere valutato osservando la frequenza di foraminiferi mostranti anomalie nella forma, la diversità interspecifica e l'abbondanza relativa di specie opportuniste rispetto all'arricchimento in materia organica (Coccioni et al., 2005; Bouchet et al., 2018, 2021).

Approccio metodologico

Al fine di caratterizzare i sotto-ambienti attuali della laguna di Bellocchio e valutarne l'attuale stato di salute, sono stati prelevati 64 campioni superficiali (spessore 1 cm) lungo tre transetti, ubicati in zone diverse (Figura 4). Il transetto A corre lungo il margine più a nord della laguna; il transetto B attraversa il bacino lagunare e il transetto C comprende campioni appartenenti ad aree di piana intertidale, caratterizzate anche dalla presenza di pozze d'acqua stagionali in prossimità di canali tidali (Figura 4).

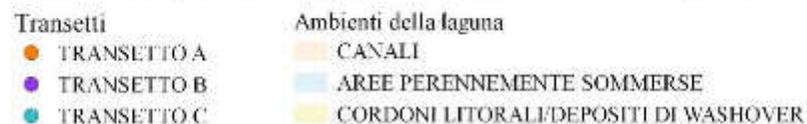


Figura 4 - Distribuzione spaziale dei campioni prelevati entro la Sacca di Bellocchio. I campioni identificati da pallini bianchi sono sterili in foraminiferi bentonici e sono dunque stati esclusi dalle analisi. Le principali caratteristiche geomorfologiche al tempo del campionamento (2016-2017) sono qui evidenziate; le aree non colorate rappresentano zone non perennemente sommerse o caratterizzate da pozze la cui presenza/estensione dipende anche dalle precipitazioni stagionali (*basemap* da Google Earth).

Per ogni campione sono state svolte analisi geochimiche per la misurazione della concentrazione di diversi composti organici, in particolare il carbonio (TOC-*Total Organic Carbon*), analisi granulometriche e analisi micropaleontologiche per la caratterizzazione quantitativa del contenuto a foraminiferi bentonici appartenenti alla tanatocenosi (i.e., morti al momento del campionamento). Il sedimento prelevato, dopo essere stato essiccato, disgregato e setacciato a 63 micron secondo una procedura standard (Jorissen, 1998), è stato osservato al microscopio ottico fra 20 ed 80 ingrandimenti, al fine di individuare e riconoscere a livello specifico, dove possibile, almeno 250-300 esemplari di foraminiferi bentonici.

Le analisi svolte hanno permesso la creazione di una matrice di dati composta da 34 campioni che presentavano più di 250 esemplari di foraminiferi bentonici ben preservati, ritenuti in posto, e appartenenti a 42 taxa (matrice biotica). Per gli stessi campioni è stata prodotta una matrice abiotica, contenente i valori di parametri chimico-fisici che tipicamente controllano la distribuzione dei foraminiferi bentonici in ambienti marino-costieri, ovvero la granulometria, TOC e concentrazione di carbonato di calcio (du Châtelet et al., 2009; Frontalini et al., 2014). Le matrici ottenute sono state sottoposte ad alcune trasformazioni per ottimizzare il *dataset*. Per la matrice biotica: eliminazione specie rare (<1% di frequenza in tutti i 34 campioni), standardizzazione tramite trasformazione di Hellinger al fine di incrementare l'importanza dei valori più bassi, rappresentanti le specie secondarie che caratterizzano maggiormente i sotto-ambienti della laguna. Per la matrice abiotica: normalizzazione per standardizzazione, rendendo così possibile la comparazione di parametri con diversi ordini di grandezza (i.e., percentuali e concentrazioni; Barbieri et al., 2019).

Le matrici così ottenute sono state utilizzate per svolgere diverse analisi multivariate, utilizzando il Software R (R Core Team, 2018):

- Analisi MRT – *Multivariate Regression Tree* → individuazione di gruppi di campioni (i.e., *cluster*) affini sia per caratteristiche biotiche (i.e., associazioni di foraminiferi bentonici), sia per caratteristiche abiotiche (i.e., parametri ambientali).
- Analisi nMDS – *non-Metric Multidimensional Scaling* → identificazione delle variabili (i.e., parametri ambientali e specie) che maggiormente influenzano la categorizzazione degli oggetti (i.e., campioni considerati).

Differentemente, l'attuale livello di qualità ambientale è stato calcolato sulla base di tre diversi indici e considerando la matrice biotica non sottoposta a trasformazione:

- *FAI index (Foraminiferal Abnormality Index)*: corrisponde alla percentuale totale di organismi deformati presenti in ogni campione. Se la loro frequenza è >1%, il sito è da considerarsi sottoposto a stress ambientale (Coccioni et al., 2005).
- *Diversity index* [$\exp(H'bc)$]: valuta la diversità interspecifica per ogni comunità. Negli ambienti transizionali mediterranei, un basso indice di diversità testimonia la presenza di condizioni ambientali stressate (Bouchet et al., 2018).
- *Foram – AMBI index*: valuta la qualità ambientale in base alla capacità delle specie di tollerare elevate concentrazioni di TOC (Bouchet et al., 2021). Per il calcolo di questo indice, ogni specie è stata assegnata ad uno specifico gruppo ecologico (*EG-Ecological Group*) secondo Bouchet et alii (2021) ed è stata pesata la loro abbondanza relativa per ogni campione. Alcune specie (i.e., *Trochammina inflata* ed *Entzia macrescens*) non sono state attribuite ad alcun EG, poiché per loro caratteristiche naturali sono in grado di tollerare concentrazioni di TOC molto elevate.

Dal calcolo di questi ultimi due indici è stato possibile ricavare un parametro in grado di misurare il livello di qualità ambientale: *EcoQS (Ecological Quality Status)*; Bouchet et al., 2018, 2021). Un pessimo livello di qualità ambientale può riflettere condizioni fortemente inquinate, mentre un ottimo livello ne riflette condizioni non affette da inquinamento potenzialmente antropico.

La Sacca di Bellocchio: un puzzle ambientale

I risultati delle analisi *cluster* hanno individuato tre diversi gruppi di campioni corrispondenti ad altrettanti sotto-ambienti, caratterizzati da una specifica associazione di foraminiferi bentonici e caratteristiche ambientali generalmente connesse alla morfologia del sistema lagunare (Figura 5).

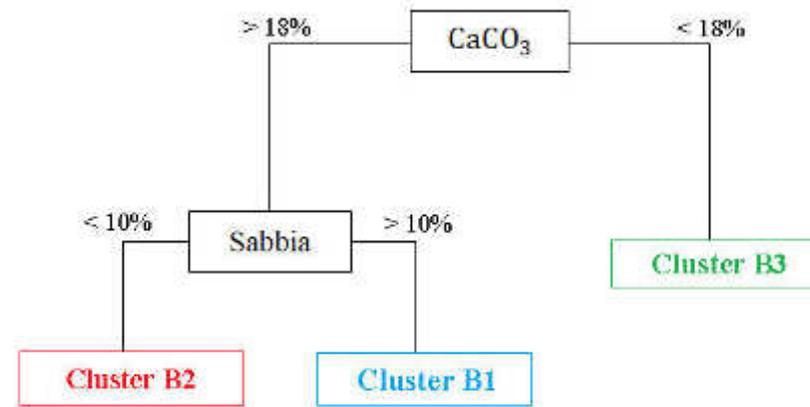
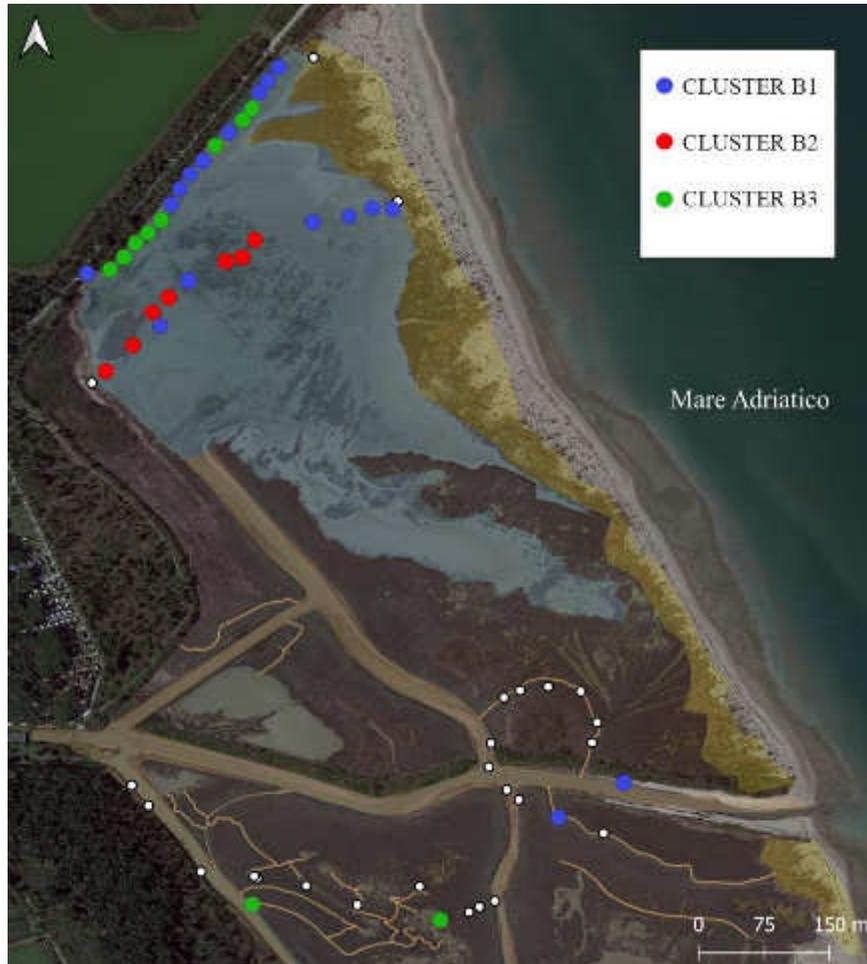


Figura 5 - Ubicazione dei campioni dei cluster A, B e C (vedere didascalia Figura 4; basemap da Google Earth). In alto e sulla destra è riportato l'albero relativo alle analisi cluster, dove sono evidenziate le caratteristiche ambientali responsabili del raggruppamento dei campioni.

Cluster B1 – Bacino e margine esterno della laguna; canali tidali (Figura 6A, B)

I campioni appartenenti a questo cluster si collocano principalmente nelle zone più esterne della laguna, in prossimità dei cordoni di sabbia che la separano dal mare aperto, e nei canali (Figura 6A). Nelle aree campionate, la profondità si attesta intorno ai 15-20 cm e la quantità di TOC è molto bassa (~0,8%). L'elevato contenuto in sabbia (~33%) e di carbonato di calcio (~20%) si accompagnano all'elevata

presenza di *A. tepida* (~48%), *H. germanica* (~14%), *Q. costata* (~30%) e *Q. seminula* (~2%), (Figura 6B). Le specie di foraminiferi appartenenti al gruppo dei Miliolidi (rappresentato in questi campioni da *Quinqueloculina*) popolano le zone più esterne e marino-influenzate delle lagune mediterranee, dove è elevata la presenza di carbonato di calcio (Figura 3; Debenay et al., 2000).



Figura 6 (A) - Fotografia al momento del campionamento (2016-2017) di un canale tidale presente nella laguna di Bellocchio. (B) - Associazione tipica di foraminiferi bentonici appartenenti al *cluster* B1. Abbreviazioni per le specie di foraminiferi bentonici: Apt - *Ammonia tepida*; *Ammonia parkinsoniana*; Hge - *Haynesina germanica*; mil - Miliolidi. Barra di scala bianca = 200 millesimi di millimetro.

Cluster B2 – Bacino lagunare centrale-interno (Figura 7A, B)

I campioni, appartenenti esclusivamente al transetto B, provengono dalla zona centrale ed interna della laguna, un'area perennemente sommersa da una tavola d'acqua profonda circa 40-50 cm (Figura 7A). I campioni appartenenti a questo *cluster* presentano il più basso contenuto in sabbia (~7%) e sono dunque caratterizzati da un fondale prevalentemente fangoso. La concentrazione media di TOC si attesta attorno all'1%, mentre la concentrazione di carbonato di calcio è la più alta del *dataset*, con un valore di ~19%.

L'associazione in quest'area è dominata da *A. tepida* (~52%), *H. germanica* (~22%) e *C. oceanense* (~17%) (Figura 7B), specie tipiche delle aree lagunari interne del Mediterraneo (Debenay et al., 2000).



Figura 7 (A) - Fotografia al momento del campionamento (2016-2017) della zona lagunare interna della laguna di Bellocchio. (B) - Associazione tipica di foraminiferi bentonici appartenenti al cluster B2. Abbreviazioni per le specie di foraminiferi bentonici: Apt - *Ammonia tepida*; *Ammonia parkinsoniana*; Hge - *Haynesina germanica*; Coc - *Cribroelphidium oceanense*. Barra di scala bianca = 200 millesimi di millimetro.

Cluster B3 – Margine interno della laguna; piana intertidale con vegetazione (Figura 8A, B)

I campioni appartenenti a questo *cluster* provengono dagli ambienti più interni della laguna di Bellocchio, caratterizzati dalla presenza di *Salicornia* o, locali tappeti algali (Figura 8A). In quest'area si riscontra la maggior concentrazione di TOC (~1,8%), connessa alla presenza di vegetazione (du Châtelet et al., 2009), e la più bassa di carbonato di calcio (~14,5%). Come per il *cluster B1*, la presenza di sabbia è elevata con una concentrazione media intorno al 33%. *Ammonia tepida*, *T. inflata* ed *E. macrescens* sono i foraminiferi che dominano la fauna di questo *cluster*, rispettivamente con frequenze medie del 39%, 23% e 9% (Figura 8B). Fra questi foraminiferi, quelli agglutinanti (*T. inflata* ed *E. macrescens*) presentano un'elevata frequenza nelle zone più interne e marginali delle lagune mediterranee (Figura 3) (Debeany et al., 2000).

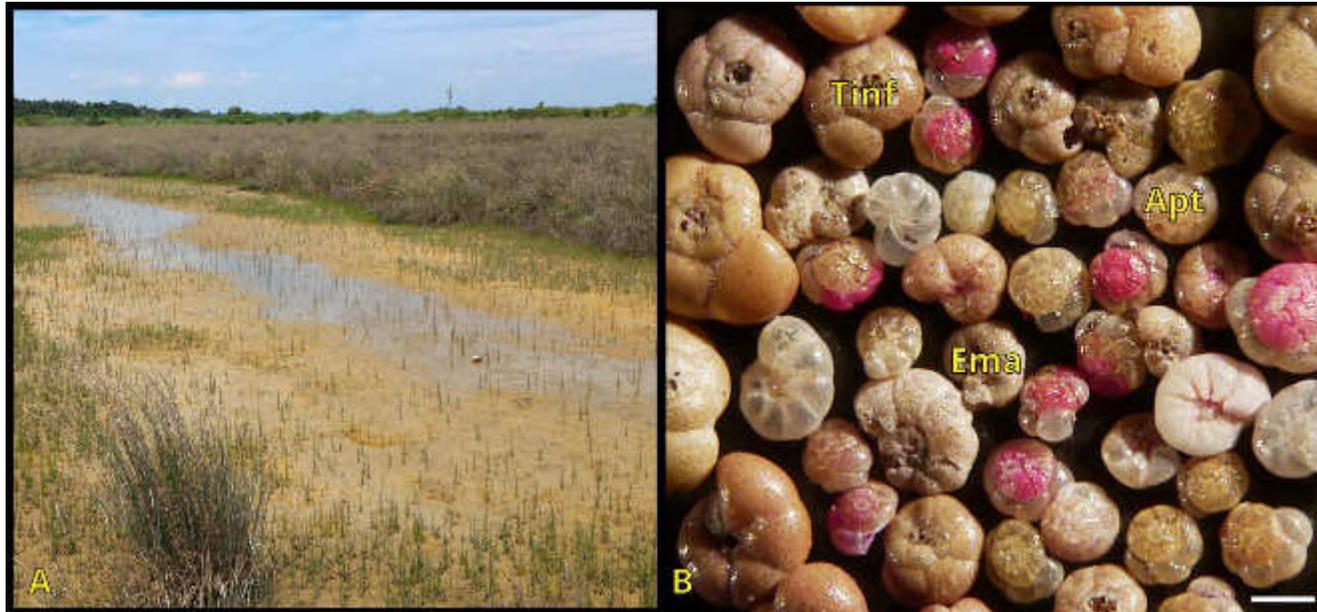


Figura 8 (A) - Fotografia al momento del campionamento (2016-2017) di una pozza stagionale della laguna di Bellocchio. (B) - Associazione tipica di foraminiferi bentonici appartenenti al *cluster* B3. Abbreviazioni per le specie di foraminiferi bentonici: Apt - *Ammonia tepida*; *Ammonia parkinsoniana*; Tinf - *Trochammina inflata*; Ema - *Entzia macrescens*. Barra di scala bianca = 200 millesimi di millimetro.

Nonostante ciascun *cluster* sia connesso a distinti sotto-ambienti della laguna di Bellocchio, variazioni morfologiche locali e complesse dinamiche costiere possono causare cambiamenti ambientali puntuali registrati dalle associazioni a foraminiferi. Ad esempio, lungo il transetto A si osserva un campione appartenente al *cluster* B1 in corrispondenza del margine più interno della laguna; mentre sono presenti campioni attribuibili al *cluster* B3 nelle aree marginali più esterne e tendenzialmente più marino influenzate (Figura 5). Si ritiene che queste “anomalie” possano essere dovute ad un peculiare andamento del fondale e delle correnti. In generale, depressioni e rilievi morfologici possono rispettivamente favorire l’intrusione di acque marine o, al contrario, sfavorirne l’arrivo.

Conoscere per tutelare: una prospettiva geo-biologica

Grazie alle analisi svolte è stato possibile districare il complicato puzzle ambientale della laguna di Bellocchio. In questo ambiente così diversificato, il grado di confinamento ed il tipo di scambio con l’ambiente marino (in termini di composti chimici e sedimenti trasportati dalle correnti) sembrano essere

i fattori che maggiormente controllano la differenziazione ambientale e la distribuzione dei foraminiferi entro il sistema.

Come ben visibile in Figura 9, mostrante i risultati delle analisi nMDS, la maggior parte dei campioni appartenenti al *cluster* B1 si posizionano dove le concentrazioni di carbonato di calcio e sabbia sono più elevate, a testimonianza di un frequente scambio con l'ambiente marino tramite correnti ed eventi di tempesta. I campioni appartenenti al *cluster* B2, caratterizzati da un'elevata concentrazione di carbonato di calcio ma da un basso contenuto in sabbia (alto contenuto in argilla e silt; Figura 9) testimoniano un contesto più protetto. Generalmente i campioni appartenenti al *cluster* B3 sono caratterizzati da un minor scambio con l'ambiente marino, come testimoniato da un minore arricchimento in carbonato di calcio a favore di un aumento del TOC (Figura 9). In questo caso le sabbie marine vengono trasportate meno frequentemente entro la laguna a seguito di periodici annegamenti della zona.

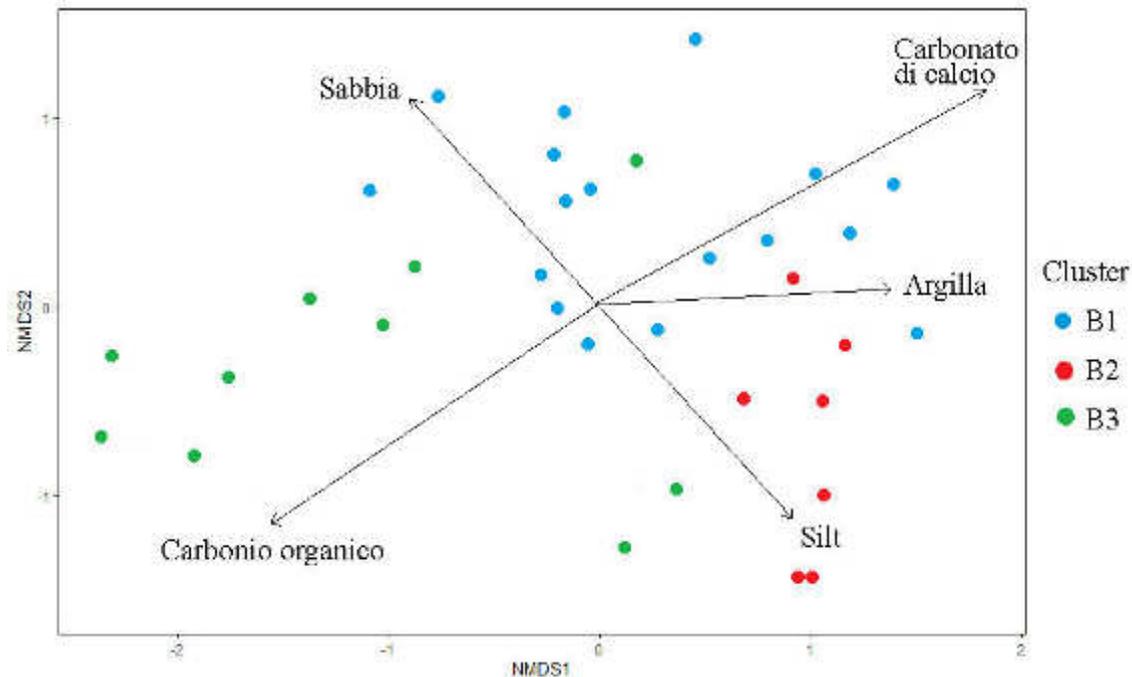


Figura 9 - *nonMetric Multidimensional Scaling* (nMDS) per i 3 *cluster* individuati dalle analisi MRT. Le frecce rappresentano i parametri ambientali che influenzano maggiormente la diversificazione dei *cluster*. La direzione delle frecce indica una maggior concentrazione del relativo parametro ambientale. I campioni identificati dal relativo *cluster* sono rappresentati con i rispettivi colori identificativi: *Cluster* B1 = blu; *Cluster* B2 = rosso; *Cluster* B3 = verde.

Grazie ai risultati ottenuti è stato possibile valutare il livello di qualità ambientale attuale dei sotto-ambienti della laguna di Bellocchio.

Secondo il calcolo del Foram – AMBI *index*, la qualità è fra buona e moderata. L’area perciò non sembra essere sottoposta ad un forte *stress* ambientale (Figura 10A), in accordo con altri studi basati su indicatori geochimici (i.e., metalli pesanti; Mignani et al., 2015). I campioni per i quali non è stato possibile calcolare il valore di EcoQS (rappresentati in figura 10A tramite punti bianchi e rossi) appartengono al *cluster* B3, dominato dalla presenza di *T. inflata* ed *E. macrescens*. La presenza di queste specie, in accordo con quanto evidenziato nei paragrafi precedenti, potrebbe erroneamente portare ad una interpretazione della qualità ambientale verso valori bassi.

In totale contrasto sono invece i risultati ottenuti a seguito del calcolo del FAI *index*, che eccede il valore soglia per tutti i campioni (Alve, 1991; Coccioni et al., 2005), e del *Diversity index*; secondo questi indici la laguna sembrerebbe sottoposta a forte *stress* ambientale (Figura 10B). La discrepanza dei risultati è

probabilmente imputabile ad una naturale caratteristica degli ambienti transizionali: ovvero condizioni ambientali naturalmente variabili nel tempo e tendenzialmente stressanti, ed annessa bassa diversità interspecifica (Dauvin, 2007; Elliot & Quintino, 2007). Per evitare paradossi e considerare siti tendenzialmente incontaminati come fortemente intaccati da un inquinamento connesso all’attività

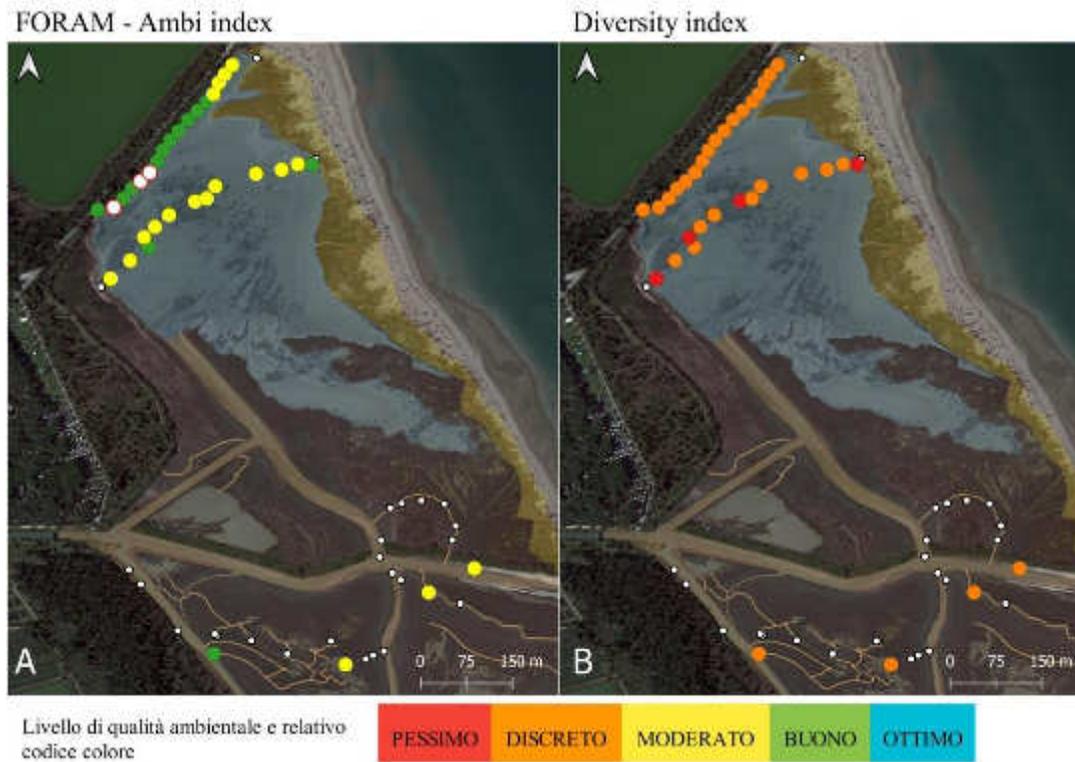


Figura 10 - Posizione dei campioni e relativo livello di qualità ambientale basato sul calcolo del Foram - AMBI *index* (A) e *Diversity index* (B). Il colore dei punti riflette i valori elencati nella tabella presente nell’immagine. I campioni identificati in bianco risultano sterili. I campioni della Figura 10A identificati in bianco e rosso rappresentano i siti dove il calcolo del Foram-AMBI *index* è stato impossibile a causa di mancanza di dati (per le principali caratteristiche vedere didascalia Figura 4; base-map da Google Earth).

umana, alcuni studiosi (de Jesus et al., 2020) hanno proposto di investigare le condizioni ambientali e di qualità ambientale al tempo pre-industriale (antecedente all'anno 1750, momento in cui gli inquinanti hanno iniziato ad essere diffusamente introdotti nell'ambiente). Definendo così le condizioni naturali di un ambiente solo marginalmente intaccato dall'attività umana, è possibile valutare in maniera corretta l'eventuale presenza attuale di inquinamento antropico.

Proprio in quest'ottica è stato avviato uno studio per la ricostruzione delle naturali (paleo)condizioni ambientali, grazie all'analisi del contenuto in foraminiferi bentonici di una successione lagunare di sottosuolo corrispondente alla quasi totalità dell'Olocene (epoca geologica più recente, ~ 11.700 anni). L'applicazione della metodologia usata per i campioni attuali sul *record* fossile, contribuirà all'individuazione di una *baseline* della qualità ambientale per i vari sotto-ambienti dell'area lagunare.

Bibliografia

- Ali, E., Cramer, W., Carnicer, J., Georgopoulou, E., Hilmi, N.J.M., Le Cozannet, G., & Lionello, P. (2022). Cross-Chapter Paper 4: Mediterranean Region. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 2233–2272, doi:10.1017/9781009325844.021.
- Alve E. (1991). Benthic foraminifera in sediment cores reflecting heavy metal pollution in Sorfjord, Western Norway. *Journal of Foraminiferal Research*, 22, 257-266.
- Amorosi, A., Colalongo, M., Fiorini, F., Fusco, F., Pasini, G., Vaiani, S.C., & Sarti, G. (2004). Palaeogeographic and palaeoclimatic evolution of the Po Plain from 150-ky core records. *Global and Planetary Change* 40, 55-78. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00098-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00098-5)
- Amorosi, A., Rossi, V., Scarponi, D., & Gosh, A. (2014). Biosedimentary record of postglacial coastal dynamics: high-resolution sequence stratigraphy from the northern Tuscan coast (Italy). *BOREAS –An international journal of Quaternary research* 43, 939-954. DOI: 10.1111/bor.12077
- Barbieri, G., & Vaiani, S.C. (2018). Benthic foraminifera or Ostracoda? Comparing the accuracy of palaeoenvironmental indicators from a Pleistocene lagoon of the Romagna coastal plain (Italy). *Journal of Micropalaeontology* 37, 203-230. <https://doi.org/10.5194/jm-37-203-2018>
- Barbieri, G., Rossi, V., Vaiani, S.C., & Horton, B. (2019). Benthic ostracoda and foraminifera from the North Adriatic Sea (Italy, Mediterranean Sea): A proxy for the depositional characterisation of river influenced shelves. *Marine Micropaleontology* 151. <https://doi.org/10.1016/j.marmicro.2019.101772>
- Bondesan, M., Calderoni, G., Cattani, L., Ferrari, M., Furini, A.L., Serandrei Barbero, R., Stefani, M. (1999). Nuovi dati stratigrafici, paleoambientali e di cronologia radiometrica sul ciclo trasgressivo-regressivo olocenico nell'area deltizia padana. *Annali dell'Università di Ferrara* 8, 1-34.
- Bouchet, V.M.P., Goberville, E., & Frontalini, F. (2018). Benthic foraminifera to assess Ecological Quality Statuses in Italian transitional waters. *Ecological Indicator* 84, 130-139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.055>
- Bouchet, V.M.P., Frontalini, F., Francescangeli, F., Sauriau, P.-G., Geslin, E., Martins, M.V.A., Almogi-Labin, A., Avnaim-Katav, S., Di Bella, L., Cearreta, A., Coccioni, R., Costelloe, A., Dimiza, M.D., Ferraro, F., Haynert, K., Martínez-Colón, M., Melis, R., Schweizer, M., Triantaphyllou, M.V., Tsujimoto, A., Wilson, B., & Armynot du Châtelet E. (2021). Indicative value of benthic foraminifera for biomonitoring: Assignment to ecological groups of sensitivity to total organic carbon of species from European intertidal areas and transitional waters. *Marine Pollution Bulletin* 164 112071.
- du Châtelet, E.A., Bout-Roumazielles, V., Riboulleau, A., & Trentesaux, A. (2009). Sediment (grain size and clay mineralogy) and organic matter quality control on living benthic foraminifera. *Revue de micropaléontologie* 52, 75-84. DOI: 10.1016/j.revmic.2008.10.002
- Coccioni, R. (2000). Benthic foraminifera as bioindicators of heavy metal pollution – a case study from the Goro Lagoon (Italy). In *Environmental Micropaleontology: the Application of Microfossils to Environmental Geology*, Martin RE (ed.). Kluwer Academic Publishers/Plenum Press: New York; 71–103.
- Coccioni, R., Frontalini, F., Marsili, A., & Troiani, F. (2005). Foraminiferi bentonici e metalli in traccia: Implicazioni ambientali. In R. Coccioni (Ed.), *La dinamica evolutiva della fascia costiera tra le foci dei fiumi Foglia e Metauro: Verso la gestione integrata di una costa di elevato pregio ambientale* (pp. 57–92). Urbino University, Italy.
- Core Team, R. (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

- Dauvin, J.-C. (2007). Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55, 271-281. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.08.017
- Debenay, J. P., Guillou, J. J., Redois, F., and Geslin, E. (2000). Distribution trends of foraminiferal assemblages in paralic environments: a base for using foraminifera as bioindicators, in: *Environmental micropaleontology: the application of microfossils to environmental geology*, edited by: Martin, R. E., Kluwer Academic/ Plenum Publishers, New York, 39–67.
- Debenay, J., & Guillou, J. (2002). Ecological Transitions Indicated by Foraminiferal Assemblages in Paralic Environments. *Estuaries* vol. 25 No. 6A, 1107-1120.
- Elliott, M., & Quintino, V. (2007). The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54, 640–645. doi:10.1016/j.marpolbul.2007.02.003
- Ferrarin, C., Maicu, F., & Umgiesser, G. (2017). The effect of lagoons on Adriatic Sea tidal dynamics. *Ocean Modelling* 119, 57-71. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocemod.2017.09.009>
- Frontalini, F., Semprucci, F., du Châtelet, E.A., Francescangeli, F., Margaritelli, G., Rettori, R., Spagnoli, F., Balsamo, M., & Coccioni, R., (2014). "Biodiversity trends of the meiofaunal and foraminiferal assemblages of Lake Varano (southern Italy)," *Proceedings of the Biological Society of Washington* 127(1), 7-22, (1 July 2014). <https://doi.org/10.2988/0006-324X-127.1.7>
- Guélorget, O. and J.P. Perthuisot (1983). Le domaine paralique. Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. *Travaux du laboratoire de Géologie. Presses de l'École Normale Supérieure* 16:1–136.
- IPCC, 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- IPCC, 2023: *Summary for Policymakers. In: Climate Change 2023: Synthesis Report. A Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 36 pages. (in press).
- de Jesus, M.S.S., Frontalini, F., Bouchet, V.M.P., Yamashita, C., Sartoretto, J.R., Figueira, R.C.L., & de Mello e Sousa, S.H. (2020). Reconstruction of the palaeo-ecological quality status in an impacted estuary using benthic foraminifera: The Santos Estuary (São Paulo state, SE Brazil). *Marine Environmental Research* 162, 105-121. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105121>
- Jorissen, F. (1988). Benthic Foraminifera from the Adriatic Sea; principles of phenotypic variation. *Utrecht Micropaleontol. Bull.*, 176.
- Melis, R., & Covelli, S. (2013). Distribution and morphological abnormalities of recent foraminifera in the Marano and Grado Lagoon (North Adriatic Sea, Italy). *Mediterranean Marine Science*. <http://dx.doi.org/10.12681/mms.351>
- Migani, F., Borghesi, F., & Dinelli, E. (2015). Geochemical characterization of surface sediments from the northern Adriatic wetlands around the Po river delta. Part I: Bulk composition and relation to local background. *Journal of Geochemical Exploration* 196, 72-88.
- Murray, J. (2006). *Ecology and Application of Benthic Foraminifera*. Cambridge University Press. Nazioni Unite (n.d). Retrived from <https://unric.org/it/agenda-2030/>
- Perini, L., & Calabrese, L. (2010). Il sistema mare-costa dell'Emilia Romagna. *Pendragon*.
- Rossi, V., Barbieri, G., Vaiani, S.C., Cacciari, M., Bruno, L., Campo, B., Marchesini, M., Marvelli, S., & Amorosi, A. (2021). Millennial-scale shifts in microtidal ecosystems during the Holocene: dynamics and drivers of change from the Po Plain coastal record (NEItaly). *Journal of Quaternary science*.1-19. DOI: 10.1002/jqs.3322

La vegetazione alofila della Sacca di Bellocchio

Nicola Merloni, Emanuele Battani, Felice Foschini

Le Riserve Naturali dello Stato “Sacca di Bellocchio” rivestono, in ambito nazionale ed europeo, un’importanza eccezionale dal punto di vista ambientale e paesaggistico, essendovi ben rappresentati sia i popolamenti vegetali delle dune litoranee, sia quelli delle bassure salmastre, che con i popolamenti psammofili dovrebbero, in teoria, essere in continuità spaziale e funzionale, dando luogo a quell’insieme di habitat, di grande valore ecologico e ambientale, che ormai è rimasto ben rappresentato solo sui manuali di ecologia. L’estrema rarefazione di ambienti litoranei che ancora possono vantare questa continuità è una conseguenza dell’intensa urbanizzazione dei territori costieri adatti agli insediamenti turistico-balneari (per la nostra penisola, in pratica, tutti i territori costieri), o favorevoli agli impianti industriali, quando si trovavano in prossimità di porti commerciali e di grandi vie di comunicazione. Rapide urbanizzazioni favorite fino agli anni ’60 – ’70 dello scorso secolo anche da una scarsa attenzione al paesaggio e da una sensibilità ecologica non ancora diffusa.

Ma vi sono altri motivi che rendono questa zona umida salmastra di estrema importanza, ad esempio la presenza di contingenti di specie vegetali rare come *Halocnemum strobilaceum*, qui presente in una stazione, disgiunta dal suo areale di massima diffusione, che ne rappresenta il limite settentrionale di diffusione, o di *Salicornia veneta*, *Limonium bellidifolium*, *Plantago cornutii*, *Bassia hirsuta*, considerate rare a livello regionale e nazionale. Oltre a queste specie se ne segnalano molte altre di notevole interesse, in quanto gli ambienti presenti nella Sacca di Bellocchio sono tutti oramai in condizioni di estrema rarefazione in Italia¹. Per non parlare delle numerose specie di uccelli, alcune addirittura minacciate di estinzione, che qui ancora trovano rifugio e nutrimento.

La Sacca di Bellocchio, estesa complessivamente circa 250 ha, è situata subito a nord del tratto terminale del fiume Reno, di fronte alle ben note Valli di Comacchio, in parte in territorio ravennate e in parte in quello ferrarese. Questa zona umida è delimitata a est da un sottile cordone dunoso - di formazione relativamente

¹ Per la nomenclatura delle specie ci siamo basati sulla nuova edizione della Flora di Pignatti (Pignatti et al. 2017-19), con le eccezioni dei generi *Halocnemum*, per il quale abbiamo seguito la nomenclatura proposta in Biondi et al. 2013 e *Spartina*, per il quale abbiamo seguito Cope & Gray, 2009.

recente - che la separa dal mare, a ovest da un cordone dunoso fossile di età medievale, su cui attualmente è insediata una pineta a *Pinus pinea* e *P. pinaster* che la separa dalle cosiddette Vene di Bellocchio, e infine a nord dagli insediamenti turistici di Lido di Spina (FE).

Attualmente l'intera area è tutelata come Riserva Naturale dello Stato, è inclusa all'interno del Parco Regionale del Delta del Po ed è parte del ZSC-ZPS IT4060003 "Vene di Bellocchio, Sacca di Bellocchio, Foce del Fiume Reno, Pineta di Bellocchio". La vigilanza è affidata al Nucleo Carabinieri per la Biodiversità di Casal Borsetti, alle dipendenze del Reparto Carabinieri Biodiversità di Punta Marina.

L'accentuarsi negli ultimi anni dei fenomeni erosivi che interessano l'intero litorale nord adriatico ha determinato alcuni cambiamenti nella morfologia della Sacca di Bellocchio, con conseguenti variazioni anche nella sua composizione vegetale. In particolare lo sfondamento del sottile cordone dunoso che separava la laguna salmastra dal mare, avvenuto nel 2005 nella parte più settentrionale della sacca, ha determinato la creazione di un varco che ha posto in comunicazione le bassure interne col mare, esponendole ai flussi di marea. L'aumentato livello idrico, la drastica variazione di salinità, il notevole sconvolgimento del dinamismo delle acque, hanno avuto l'effetto di modificare rapidamente e in modo consistente l'assetto vegetazionale della zona, in particolare nella parte settentrionale dell'area protetta.

Le piante delle bassure salmastre

I fattori ambientali più importanti nelle zone umide salmastre sono l'umidità del suolo e la salinità delle acque affioranti e sotterranee. Altri fattori ecologici, di solito di grande importanza in altri ambienti, come la morfologia del terreno ed il microrilievo, agiscono in questi luoghi per lo più indirettamente, favorendo ad esempio la maggiore o minore esposizione alle ingressioni marine e la più o meno lunga permanenza delle acque salmastre sul terreno. Anche la granulometria dei suoli, sicuramente discriminante e selettiva nei confronti delle diverse specie vegetali, qui può agire indirettamente, favorendo od ostacolando la percolazione delle acque di precipitazione che tendono a dilavare i sali allontanandoli dalla rizosfera, o favorendo il ristagno di acque salate che, con l'evaporazione dei mesi estivi più caldi e aridi, possono innalzare di molto la salinità dei suoli, fino alla formazione di croste biancastre di sali sul terreno. Un esempio della dipendenza forse solo apparente dalla granulometria dei suoli viene data proprio da *Halocnemum strobilaceum*, una delle specie vegetali più resistenti alla salinità (Moreno et al., 2018), che viene indicata come una specie legata ai suoli argillosi da alcuni autori (Andreucci et al., 1999) e a quelli sabbiosi da altri (Moreno et al., 2018). Molto probabilmente questa specie succulenta, resistente alle condizioni di maggiore salinità dei suoli, cresce su suoli argillosi in quanto questi, favorendo il ristagno idrico e impedendo la dissalazione dei suoli, consentono il raggiungimento di valori di salinità molto elevati. I sedimenti fini possono inoltre determinare, soprattutto in

condizioni di sommersione prolungata, situazioni di anossia radicale ed accumulo di sostanze tossiche come i solfuri, in grado di selezionare fortemente la componente vegetale degli ecosistemi delle bassure salmastre. Bisogna infine ricordare che in ambienti la cui stessa esistenza dipende dall'incessante fronteggiarsi di due dinamiche contrapposte quali la sedimentazione e l'erosione, un fattore molto importante per l'integrità e le dinamiche delle bassure salmastre è la relazione tra il livello del mare la disponibilità di sedimenti, i cui apporti, la compattazione, le dinamiche legate alla loro decomposizione e alla subsidenza, sono fondamentali per la permanenza e l'evoluzione dei popolamenti alofili (Adam, 1990).

Le piante che vivono nelle zone umide salmastre, definite genericamente “piante alofile”, o più sinteticamente “alofite”, cioè piante amanti del sale, presentano caratteristiche morfologiche o fisiologiche atte ad assorbire ed utilizzare le acque salate, che avendo un potenziale osmotico molto elevato in conseguenza dell'alta concentrazione di ioni disciolti non sono invece utilizzabili dalle altre piante. Questi adattamenti possono essere morfologici o fisiologici, e non di rado di entrambi i tipi nella stessa specie vegetale. La crassulenza di fusti e foglie, l'estrema riduzione di queste ultime per ridurre la perdita di acqua per evapotraspirazione in un ambiente che, anche se acquoso, è fisiologicamente arido, la capacità di accumulare all'interno delle cellule sostanze osmoticamente attive non tossiche, in modo da superare anche i più elevati potenziali osmotici presenti all'esterno, la presenza di speciali ghiandole o vescicole atte ad espellere i sali in eccesso addirittura sotto forma di cristalli, sono tutti adattamenti diffusi fra le alofite (Adam, 1990; Flowers & Colmer, 2008).

Studiando nello specifico alcuni di questi adattamenti si rimane colpiti dalla complessità dei meccanismi volti ad evitare l'accumulo di sali o, quando vengono assorbiti, ad espellerli all'esterno della pianta stessa. Ma soprattutto si rimane ammirati pensando al lungo percorso evolutivo occorso per raggiungere questi adattamenti, volti a consentire la colonizzazione anche degli ambienti più estremi ed inospitali.

Da ultimo, fra i fattori in grado di condizionare la distribuzione delle piante alofile, bisogna ricordare la competizione interspecifica. Questo fattore è ovviamente di natura diversa rispetto a quelli chimico-fisici a cui si è accennato prima, non essendo direttamente legato ai parametri ambientali, ma è uno dei più importanti nel determinare la distribuzione delle specie vegetali e la copertura relativa nei diversi ambienti. Si tratta, come spesso accade in ecologia, di uno dei parametri più complessi da studiare separatamente, prescindendo cioè da tutti gli altri fattori, ma da numerosi studi effettuati emerge come le specie dotate di adattamenti più spinti alle condizioni ambientali, come ad esempio la resistenza ai valori di salinità elevata (es. *Arthrocnemum macrostachyum*, *Halocnemum strobilaceum*) siano le meno efficienti nella competizione interspecifica, mentre le specie meno “estremofile” (es. *Sarcocornia fruticosa*) riescano a competere con maggiore successo. Si tratta di strategie di vita diverse: da una parte la specializzazione ad habitat estremi, che escludendo la maggioranza delle specie eliminano anche la competizione interspecifica; dall'altra una maggiore ampiezza ecologica, ma una limitata resistenza alle condizioni più estreme, abbinata ad una maggiore competitività.

Un aspetto legato alle specifiche esigenze ecologiche delle specie alofile è la zonazione, cioè la distribuzione delle diverse formazioni vegetali in fasce parallele alla linea di costa che si susseguono in funzione della distanza dal mare, o per meglio dire in funzione del microrilievo, che di norma aumenta progressivamente allontanandosi dalla costa, pur se con alcune locali irregolarità dovute all'erosione, all'abbassamento del suolo, alla presenza di depressioni o canaletti.

La zonazione nelle bassure salmastre è stata molto studiata, ma i fattori che la determinano non sempre sono di facile individuazione, ed è difficile poter fare delle generalizzazioni. Ciò nonostante alcuni autori, negli anni, hanno proposto modelli che sono diventati dei 'classici' in ecologia vegetale, come la regola secondo la quale la competizione interspecifica condiziona la composizione delle formazioni vegetali delle zone più rilevate rispetto al livello del mare, che in generale potremmo definire meno problematiche, mentre la tolleranza fisiologica delle singole specie condiziona le formazioni meno rilevate, che devono far fronte ad una maggiore e prolungata sommersione in acque salate (Vince & Snow, 1984); risultati non troppo diversi sono stati ottenuti da altri autori per zone non lontane da quelle da noi studiate, come il nordovest della Spagna (Sánchez et al., 1996). Bisogna però ricordare che altri autori, peraltro attraverso ricerche effettuate nella vicina Laguna Veneta (Silvestri et al., 2005), sottolineano la necessità di prendere in esame un maggior numero di fattori, alcuni dei quali riguardanti la variabilità spaziale e temporale delle diverse aree esaminate, piuttosto che cercare di individuare correlazioni empiriche tra determinate forme di vegetazione e singoli fattori ecologici, come salinità, granulometria, livelli idrici e periodi di sommersione. Le situazioni che di volta in volta possiamo incontrare nelle formazioni alofile possono essere, in sintesi, molto più articolate e complesse di come potrebbero sembrarci ad una prima analisi.

Gli aspetti vegetazionali della Sacca di Bellocchio

Gli aspetti vegetazionali della Sacca di Bellocchio sono già stati studiati e descritti da diversi autori (Corbetta, 1976; Andreucci *et al.*, 1996, 1999; Piccoli *et al.*, 1999b; Merloni, 2007; Biondi *et al.* 2017). In questa sede ci si limiterà a fornire una breve descrizione delle tipologie più diffuse, individuate sia attraverso lo studio dei lavori appena citati, sia elaborando i rilievi fitosociologici da noi effettuati negli ultimi anni. La sintesi proposta deriva, anzi, proprio dal confronto fra gli studi precedenti e le nostre recenti ricerche, che non hanno di certo la pretesa di modificare, contraddicendoli, gli inquadramenti vegetazionali ottenuti dai precedenti ricercatori, ma che essendo state effettuate negli ultimi anni, sono successive sia alla naturale evoluzione dei luoghi, che può aver modificato i rapporti spaziali fra le diverse comunità vegetali, sia, soprattutto, ad alcuni eventi meteorologici estremi che hanno drasticamente modificato il territorio.

Le comunità delle dune litoranee, in continuità verso mare coi popolamenti alofili, qui non vengono prese in esame, e si rimanda per una loro descrizione ad altri lavori, fra cui quello, relativamente recente, sulla Foce del Bevano, una Riserva naturale non troppo distante dalla Sacca di Bellocchio (Merloni *et al.*, 2015).

Poiché le formazioni vegetali individuate nella Sacca di Bellocchio possono essere ricondotte tutte a specifici habitat del Sistema Natura 2000, nella descrizione che segue faremo riferimento, oltre che alle diverse categorie fitosociologiche, anche a questi habitat, descritti nel *Manuale Italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE*: <http://vnr.unipg.it/habitat/index.jsp> riportandone la nomenclatura e le descrizioni sintetiche.

Lagune costiere (*) 1150

Frase diagnostica dell'habitat in Italia riportata sul sito <http://vnr.unipg.it/habitat/cerca.do>: *Ambienti acquatici costieri con acque lentiche, salate o salmastre, poco profonde, caratterizzate da notevoli variazioni stagionali in salinità e in profondità in relazione agli apporti idrici (acque marine o continentali), alla piovosità e alla temperatura che condizionano l'evaporazione. Sono in contatto diretto o indiretto con il mare, dal quale sono in genere separati da cordoni di sabbie o ciottoli e meno frequentemente da coste basse rocciose. La salinità può variare da acque salmastre a iperaline in relazione con la pioggia, l'evaporazione e l'arrivo di nuove acque marine durante le tempeste, la temporanea inondazione del mare durante l'inverno o lo scambio durante la marea. Possono presentarsi prive di vegetazione o con aspetti di vegetazione piuttosto differenziati, riferibili alle classi: Ruppiaetea maritimae, Potametea pectinati, Zosteretea marinae, Cystoseiretea e Charetea fragilis.*

Questo tipo di habitat, considerato prioritario ai sensi della Direttiva Habitat (qualifica evidenziata da un asterisco nel nome), è particolarmente rappresentato nella Sacca di Bellocchio, e risulta addirittura in aumento rispetto alla cartografia di riferimento, basata su rilievi effettuati a metà degli anni 90 (Piccoli *et al.*, 1999b). Tale incremento è dovuto sia alla progressiva subsidenza dei suoli, qui particolarmente accentuata (Teatini *et al.*, 2005; Simeoni *et al.*, 2017; Antonellini *et al.* 2020), sia alle recenti e ripetute ingressioni marine, conseguenti all'erosione della linea di costa e all'apertura di varchi nei cordoni dunosi. Sono ascrivibili a questa tipologia sia le formazioni di idrofite sommerse riferibili all'ordine fitosociologico *Ruppiaetalia*, nella Sacca di Bellocchio relativamente poco diffuse, sia le lagune salmastre povere di vegetazione fanerogamica ma ricche di macroalghe (*Ulvetalia*), molto bene rappresentate e in aumento soprattutto nella parte settentrionale della sacca. I popolamenti fanerofitici più direttamente correlati con l'habitat delle lagune costiere sono i salicornieti annuali a *Salicornia veneta* (Fig.1) e i prati di *Spartina*, anche se questi ultimi sono ormai molto rari nella Sacca di Bellocchio.



Fig.1 - L'ambiente delle lagune costiere (hab. 1150*), caratterizzato da specchi d'acqua per lo più liberi da vegetazione affiorante, è spesso compenetrato con i popolamenti di *Salicornia veneta* (hab. 1310).

Prati di *Spartina* (*Spartinion maritimae*) (1320)

Frase diagnostica dell'habitat in Italia: *Formazioni vegetali di alofite perenni, composte, in prevalenza, di piante erbacee pioniere del genere Spartina tipiche di ambienti fangosi costieri salmastri ("velme"). Si tratta di una formazione vegetale endemica dell'Alto Adriatico. Si sviluppa su terreno fortemente imbibito e ricco in sostanza organica.*

Dal punto di vista ecologico i popolamenti di *Spartina*² occupano le parti più lungamente inondate delle bassure salmastre, e sopportano agevolmente salinità pari a quelle dell'acqua di mare (Cope & Gray, 2009). Questi popolamenti si trovano a contatto da un lato con le lagune salmastre dell'habitat 1510*, caratterizzate da una maggiore profondità dell'acqua, e dall'altro con i popolamenti di *Salicornia veneta* (hab. 1310) o degli *Juncetalia maritimi* (hab. 1410), tipici dei suoli appena più rilevati. Le comunità nord-adriatiche sono le uniche presenti nel Bacino del Mediterraneo, costituendo una disgiunzione dell'areale delle comunità particolarmente importante in termini biogeografici (Prodromo della Vegetazione Italiana: <https://www.prodromo-vegetazione-italia.org>).

L'habitat 1320, molto raro in Italia, ma abbastanza diffuso in diversi Paesi europei al di fuori del bacino del Mediterraneo, negli ultimi anni è stato eliminato dalle liste degli habitat di alcuni di questi Paesi (es. Irlanda), una volta appurato che le specie di *Spartina* presenti in quei luoghi erano in realtà alloctone (*S. anglica* e *S. x townsendii*) e quindi da considerarsi invasive e di scarso pregio ambientale. In Italia l'habitat viene ancora ritenuto valido, ma in alcuni casi, come ad esempio nella Sacca di Bellocchio, *Spartina maritima* sembra non essere più presente, ed i suoi popolamenti, se mai ci siano stati, sembrano ora completamente sostituiti da quelli delle stesse specie alloctone di *Spartina* sopra citate. Sulla sostituzione di *Spartina maritima* da parte di specie alloctone si veda l'articolo "Il «caso» *Spartina*", in questo stesso volume.

² Recentemente il genere *Spartina*, in seguito ad una revisione basata su affinità genetiche e molecolari (Peterson & al., 2014) ha cambiato nome, essendo stato incluso nel genere *Sporobolus*; pertanto le tre specie di *Spartina* presenti nelle bassure salmastre nord-adriatiche sono state rinominate come: *Sporobolus maritimus* (Curtis) P. M. Peterson et Saarela, (= *Spartina maritima* (Curtis) Fernald); *Sporobolus x townsendii* (H. Groves et J. Groves) P. M. Peterson et Saarela (= *Spartina x townsendii* H. & J. Groves); *Sporobolus anglicus* (C. E. Hubb.) P. M. Peterson et Saarela (= *Spartina anglica* C. E. Hubb.). Anche la specie psammofila *Spartina versicolor* E. Fabre è stata rinominata come *Sporobolus pumilus* (Roth) P. M. Peterson & Saarela. Ancora più recentemente però altri Autori (Bortolus et al., 2019) hanno ricordato che il nome *Spartina* è legato a ricerche che hanno contribuito in modo sostanziale (e continuano a contribuire) alla nostra conoscenza in molteplici discipline, tra cui ecologia, biologia evolutiva, biologia molecolare, biogeografia, ecologia sperimentale, invasioni biologiche, gestione ambientale, restauro ecologico, storia, economia e sociologia, e si dissociano dalla revisione di nomenclatura. Nonostante l'aggiornamento nomenclaturale, nel presente articolo utilizzeremo, per consuetudine, ancora i vecchi nomi.

Sul sito <https://www.prodromo-vegetazione-italia.org> che rappresenta il riferimento per la descrizione delle tipologie vegetazionali presenti in Italia, la nomenclatura fitosociologica è stata in parte aggiornata, e ora i popolamenti di *Spartina* non vengono più inquadrati nell'alleanza *Spartinion maritimae*, ma nello *Spartinion anglicae*, anche se nella definizione di questa tipologia leggiamo ancora: «Comunità alofile, pioniere, europee prevalentemente atlantiche, a *Spartina* anglica ed altre specie esotiche e invasive dello stesso genere, mentre nel Mediterraneo, nel Nord-Adriatico italiano, domina *Spartina maritima*, che colonizza le depressioni costiere direttamente influenzate dall'ampiezza del regime delle maree». Ebbene non sappiamo se è veramente così, se cioè nel Nord-Adriatico dominano ancora *Spartina maritima*; guardando le recenti ricerche effettuate in quest'ambito sembra molto difficile che *Spartina maritima* sia ancora la specie più diffusa (Wong *et al.* 2018). D'altra parte, mentre sul sito della vegetazione italiana sopra citato è stato apportato un cambiamento di nomenclatura alla luce dell'ampia diffusione delle spartine alloctone, sul sito degli habitat in Italia, più volte citato, troviamo ancora, nel nome, il riferimento allo *Spartinion maritimae*. Quindi è chiaro che ci troviamo ancora in una fase di aggiornamento, e, come vedremo, queste piccole rivoluzioni tassonomiche e nomenclaturali riguardano anche il complicatissimo mondo delle salicornie.

Comunque li si voglia considerare, i popolamenti di *Spartina* a Bellocchio hanno oggi un'estensione notevolmente ridotta se confrontata a quella rilevata a metà degli anni '90 e riportata nella carta della vegetazione del Parco del Delta del Po (Piccoli *et al.*, 1999b) e gli esigui popolamenti rimasti sono in parte in sofferenza (Fig. 2, 3). Sulle cause del deperimento dei popolamenti di *Spartina maritima* sono state fatte ipotesi (Strain *et al.*, 2017; Wong *et al.*, 2018), ma mancano ancora dati definitivi, ammesso che in ecologia si possa pervenire a certezze assolute; quello che sembra ormai dimostrato è che l'alloctona *Spartina anglica*, presentando apparati radicali molto più resistenti all'erosione e all'anossia radicale rispetto a quelli di *S. maritima* (Proença *et al.* 2021; Holmer *et al.*, 2002; Granse *et al.*, 2022) può essere stata favorita, in questo ormai dimostrato avvicendamento, proprio dai fenomeni erosivi, accentuatissimi negli ultimi decenni, e di maggiore sommersione, legati alla subsidenza. Come descritto anche nell'articolo "Il «caso» *Spartina*" (nel presente volume), tutti gli esemplari da noi osservati appartenevano comunque a specie alloctone: soprattutto *S. anglica*, più vigorosa e fertile, ed in misura minore e piuttosto circoscritta a *S. x townsendii*, ibrido sterile fra *S. maritima* e *S. alterniflora*.

Fig. 2 (pagina successiva) - Parte settentrionale della Sacca di Bellocchio; confronto fra porzioni di carte della vegetazione basate su rilievi effettuati ad un decennio di distanza: a sinistra da Piccoli *et al.*, 1999 (rilievi 1993-95;) a destra da Merloni, 2007 (rilievi 2005-06, carta non pubbl.). Pur se di dimensioni simili, le due figure sono state ricavate da carte a scala diversa: 1:35.000 quella di sinistra, 1:10.000 circa quella di destra.

Emerge la forte riduzione dei popolamenti di *Spartina* sp., indicati dal colore rosso e dalla sigla **St**, e la loro parziale sostituzione con i Salicornieti annuali, indicati dal colore viola e dalla sigla **Sv**. Ben visibile anche la rottura del cordone dunoso ad opera di una mareggiata nel 2005, con conseguente ingressione marina nella parte settentrionale della Riserva Bellocchio II, qui rappresentata.

Queste le tipologie più importanti (per la legenda completa si rimanda alla cartografia citata): **Ad** - Superficie ricoperta da detriti legnosi; **Cx** - *Salsolo-Cakiletum maritimae*; **Hf** - *Sarcocornietalia fruticosae*; **Hs** - *Arthrocnemo macrostachyi-Halocnemetum strobilacei*; **la** - *Juncetum maritimi-acuti*; **Im** - *Juncetalia maritimi*; **Pp** - *Limonio narbonensis-Puccinellietum festuciformis*; **St** - *Limonio narbonensis-Spartinetum maritimae*; **Sv** - *Salicornietum venetae*; **Sw** - *Puccinellio festuciformis-Sarcocornietum fruticosae*; **Tn** - Sabbie nude per cause naturali; **Ts** - *Thero suaedion*; **Uv** - *Ulvetalia*.



Fig. 3 - I popolamenti di *Spartina* (Hab. 1320), un tempo molto più diffusi, occupano le zone soggette a frequenti periodi di sommersione, in continuità con l'habitat 1150* (Lagune costiere).

Vegetazione annua pioniera a *Salicornia* e altre specie delle zone fangose e sabbiose (1310)

Frase diagnostica dell'habitat in Italia: *Formazioni composte prevalentemente da specie vegetali annuali alofile (soprattutto Chenopodiaceae del genere Salicornia) che colonizzano distese fangose delle paludi salmastre, dando origine a praterie che possono occupare ampi spazi pianeggianti e inondati o svilupparsi nelle radure delle vegetazioni alofile perenni appartenenti ai generi Sarcocornia, Arthrocnemum e Halocnemum. In Italia appartengono a questo habitat anche le cenosi mediterranee di ambienti di deposito presenti lungo le spiagge e ai margini delle paludi salmastre costituite da comunità alonitrofile di Suaeda, Kochia, Atriplex e Salsola soda.*

Questa tipologia di habitat nella Sacca di Bellocchio è molto ben rappresentata, essendovi presenti ben tre associazioni fitosociologiche riconducibili all'habitat 1310: *Salicornietum venetae*, *Suaedo-Salicornietum patulae* e *Suaedo - Bassietum hirsutae*, anche se dell'ultima associazione, tipicamente psammofila, rimangono qua e là solo alcuni frammenti, dopo le violente mareggiate che hanno distrutto gran parte delle comunità pioniere delle sabbie litoranee.

- Popolamenti annuali a *Salicornia veneta* - *Salicornietum venetae*

Recenti studi biomolecolari (Sciuto et al., 2023) hanno proposto una nuova denominazione per *Salicornia veneta*, che andrebbe ora suddivisa in *Salicornia procumbens* ssp. *veneta* e *S. procumbens* ssp. *procumbens*, quest'ultima presente nella Sacca di Bellocchio. Tuttavia, per un'abitudine ormai consolidata e i continui riferimenti all'associazione fitosociologica *Salicornietum venetae*, in questo articolo useremo ancora il vecchio nome.

I popolamenti di *Salicornia veneta* occupano ambienti simili a quelli dello *Spartinetum anglicae* o appena più rilevati. In una successione ideale che vada dalle acque più profonde verso terra, questi salicornieti sarebbero in continuità da una parte coi popolamenti di *Spartina* sp., e dall'altra coi salicornieti perenni dell'habitat 1420. In seguito alla forte riduzione degli spartineti avvenuta negli ultimi decenni, questi salicornieti annuali hanno in gran parte sostituito i popolamenti di *Spartina* (Fig. 2), ma *Salicornia veneta* è meno resistente alle sommersioni elevate e prolungate rispetto a *Spartina* (Strain & al., 2017).

Salicornia veneta, specie protetta dalla normativa comunitaria (Direttiva 92/43/CEE, allegato II), un tempo era ritenuta endemica dell'alto Adriatico, ma in realtà è stata trovata anche in alcune località della Sardegna e della Puglia (Filigheddu & al. 2000; Biondi & Casavecchia, 2010; Tomaselli & Sciandrello, 2017). Si tratta di popolamenti molto diffusi nella Sacca di Bellocchio, in grado di ricoprire ampie porzioni di territorio (Fig. 1). Il corteggio floristico è limitatissimo, spesso rappresentato unicamente da sporadici individui di *Sarcocornia fruticosa*, specie quest'ultima che può sostituire *S. veneta* formando popolamenti compatti non appena si verificano innalzamenti del suolo (Fig. 4, 5).



Fig. 4 - Si può notare la successione spaziale fra i popolamenti di *S. veneta*, rosseggianti al termine dell'estate, che occupano gli spazi caratterizzati da acque più profonde e che permangono più a lungo nel corso dell'anno rispetto a quelli dei salicornieti perenni, sulla sinistra, su posizioni più rilevate.



Fig. 5 - Dove il suolo si abbassa anche solo di pochi centimetri, i popolamenti annuali di *Salicornia veneta*, di colore rosso vivo, sostituiscono i salicornieti perenni, come si vede bene ai bordi di questo canaletto.

- Popolamenti annuali a *Salicornia patula* - *Suaeda maritima*-*Salicornietum patulae*

Comunità paucispecifica alo-nitrofila caratterizzata dalla presenza delle chenopodiacee annuali *Salicornia patula* e *Suaeda maritima*. Rispetto ai salicornieti annuali con *Salicornia veneta* questi popolamenti occupano stazioni più rilevate e a più rapido e prolungato disseccamento estivo, prediligendo suoli limoso-sabbiosi o decisamente sabbiosi, non di rado in continuità con i popolamenti psammofili. Questi salicornieti prediligono substrati ricchi di sostanze organiche, come quelli che segnano il passaggio fra le dune sabbiose e le bassure retrodunali, dove spesso si accumulano materiali in decomposizione. Nel caso la presenza di sostanze organiche sia elevata si può notare un aumento nella copertura di *Suaeda maritima* e *Salsola soda*, specie nitrofile (Fig. 6).



Fig. 6 - Aspetto autunnale dell'associazione *Suaedo-Salicornietum patulae*, molto caratteristico per i colori rugginoso di *Salicornia patula* e rosso vivace di *Suaeda maritima*. Al centro dell'immagine è ben visibile un cespo di *Arthrocnemum macrostachyum* che svetta in mezzo alle chenopodiacee annuali. Qui l'associazione è in continuità con i popolamenti delle dune sabbiose, sullo sfondo nella foto.

1420: Praterie e fruticeti alofili mediterranei e termo-atlantici (*Sarcocornietea fruticosi*)

Frase diagnostica dell'habitat in Italia: *Vegetazione ad alofite perenni costituita principalmente da camefite e nanofanerofite succulente dei generi Sarcocornia e Arthrocnemum, a distribuzione essenzialmente mediterraneo-atlantica e inclusa nella classe Sarcocornietea fruticosi. Formano comunità paucispecifiche, su suoli inondati, di tipo argilloso, da ipersalini a mesosalini, soggetti anche a lunghi periodi di disseccamento. Rappresentano ambienti tipici per la nidificazione di molte specie di uccelli.*

È questa la tipologia di habitat di gran lunga più rappresentata nelle zone non perennemente allagate della Sacca di Bellocchio, e anche quella che comprende il maggior numero di comunità vegetali, tutte attribuibili alla classe *Sarcocornietea fruticosae*. All'interno di questo habitat abbiamo infatti individuato le seguenti quattro associazioni fitosociologiche:

Puccinellio festuciformis-Halimionetum portulacoidis;

Puccinellio festuciformis-Sarcocornietum fruticosae;

Puccinellio festuciformis-Sarcocornietum perennis;

Arthrocnemo glauci-Halocnemetum strobilacei.

Rimandando ai lavori citati in bibliografia per una descrizione di queste associazioni, è opportuno però sottolineare che due di queste: il *Puccinellio festuciformis-Halimionetum portulacoidis* e l'*Arthrocnemo glauci-Halocnemetum strobilacei*, sono associazioni vegetali estremamente rarefatte non solo nel litorale nordadriatico, ma in tutto il territorio nazionale, e tale rarità costituisce uno degli elementi che rendono la Riserva Naturale Sacca di Bellocchio di grande valore vegetazionale e naturalistico.

- *Puccinellio festuciformis-Halimionetum portulacoidis*

Associazione che si sviluppa su suoli moderatamente salati, su substrati ben drenati con scarso ristagno idrico. *Halimione portulacoides* è un' alofita suffruticosa piuttosto diffusa nella Sacca di Bellocchio, dove può formare densi popolamenti in cui risulta la specie nettamente prevalente nelle parti più rilevate delle depressioni periodicamente allagate da acque salmastre (Fig. 7). Questa specie sembra vegetare in modo ottimale nelle parti marginali più rilevate delle depressioni, su suoli ben drenati, con una buona percentuale di sabbia, dove il ristagno idrico, mai prolungato, non conduce ad una salinità troppo elevata (Andreucci et al., 1999). È facile rilevare sul campo come un abbassamento del suolo anche solo di pochi centimetri, tale da determinare una maggiore permanenza dell'acqua salata, è in grado di rendere la copertura di questa alofita molto più bassa, in favore di un aumento di *Sarcocornia fruticosa* e *Sarcocornia perennis*. Nella Sacca di Bellocchio sono piuttosto diffuse le situazioni in cui le tre specie ora menzionate si compenetrano con gradi di copertura variabili a formare cenosi di transizione fra le comunità paucispecifiche tipiche delle bassure salmastre. È

opportuno sottolineare che l' alofita *Halimione portulacoides* non è una specie rara, anzi è piuttosto frequente in tutte le formazioni alofile di *Sarcocornietalia fruticosae* e *Juncetalia maritimi*, ma raramente è presente in compagini compatte e a tratti monospecifiche come quelle qui riscontrate, che somigliano a quelle ben più diffuse ed estese sui litorali atlantici e nordeuropei (Géhu et al. 1992, Biondi 1999, Bertacchi et al. 2021).



Fig. 7 - L'associazione *Puccinellio festuciformis*-*Halimionetum portulacoidis* raramente è presente in compagini compatte e a tratti monospecifiche come quelle della Sacca di Bellocchio, e questo è uno degli elementi di pregio di questa importante zona umida: per quanto questa comunità sia piuttosto diffusa in altri paesi europei, in Italia essa sembra essere piuttosto rara.

- *Sarcocornietum fruticosae*

Bastano pochi centimetri di abbassamento del suolo per passare dall'*Halimionetum portulacoidis* ora descritto al *Sarcocornietum fruticosae*, a volte in modo graduale, attraverso situazioni intermedie in cui le specie caratteristiche delle due associazioni si compenetrano con valori di copertura simili, ma non di rado in modo abbastanza netto. I popolamenti con prevalenza di *Sarcocornia fruticosa* sono molto diffusi nella Sacca di Bellocchio dove formano le praterie salmastre di gran lunga più diffuse ed estese. Le specie che più fedelmente si accompagnano a *Sarcocornia fruticosa*, sempre dominante, sono *Puccinellia festuciformis*, *Halimione portulacoides*, *Limonium narbonense*. In modo molto caratteristico per questo tipo di ambienti, pochi centimetri di innalzamento o abbassamento del substrato, dovuti ad un accumulo di sedimenti o ad erosione e subsidenza, possono produrre repentini cambiamenti nel manto vegetale. Queste piccole variazioni di livello sono infatti sufficienti per modificare uno dei fattori più importanti in queste comunità alofile, cioè l'entità e la durata della sommersione da acque salmastre; pochi centimetri di abbassamento del suolo possono determinare la completa sommersione nel corso dei massimi di marea, ed un più prolungato ristagno idrico. Nel caso di un innalzamento del suolo, soprattutto se dovuto ad accumulo di sedimenti sabbiosi, vediamo l'affermarsi dei popolamenti ad *Halimione portulacoides* prima descritti; nel caso di abbassamento del substrato per subsidenza o asporto di materiali per erosione, o anche per interventi antropici come sbancamenti o scavo di canaletti, a prevalere sarebbero popolamenti dell'annuale *Salicornia veneta* come è visibile nella fig. 8 dove i tre popolamenti ora citati si susseguono nello spazio a rivelare piccole variazioni nell'altezza del substrato, e in Fig. 5, dove *Sarcocornia fruticosa* viene sostituita da *Salicornia veneta* ai bordi di un canaletto perennemente allagato. È bene ricordare che un maggiore ristagno idrico può determinare, nei mesi estivi di massima aridità, e soprattutto in presenza di un substrato a granulometria più fine, il raggiungimento di valori di salinità elevatissimi, che possono addirittura produrre croste saline biancastre sulla superficie. Un fatto abbastanza curioso ed interessante, che conferma la sensibilità di queste alofite alle piccole variazioni di elevazione del substrato, è la capacità di *Sarcocornia fruticosa* di crescere in mezzo ai cespi di *Spartina anglica*; questa robusta graminacea infatti, avendo come è noto una certa efficacia nel trattenere sedimenti, può determinare col tempo un innalzamento del suolo, riducendo allo stesso tempo il periodo di sommersione, creando così condizioni favorevoli all'insediamento di *Sarcocornia fruticosa*: un esempio molto chiaro di successione vegetazionale verso comunità più stabili a partire da quelle pioniere come lo *Spartinetum maritimae* (Fig. 9).

Fig. 8 (pagina seguente) - E' visibile in questa immagine il susseguirsi di tre distinte associazioni vegetali, in funzione dell'elevazione del substrato: in primo piano, in verde più chiaro, l'*Halimionetum portulacoidis*, che vegeta su suoli più rilevati e con una maggiore quantità di sedimenti sabbiosi; in posizione intermedia una fascia, abbastanza stretta, di *Sarcocornietum fruticosae* e sullo sfondo, evidenziato dal caratteristico colore rossastro autunnale, il *Salicornietum venetae*, che vegeta su substrati più fini e allagati per lunghi periodi di tempo.





- *Puccinellio festuciformis* - *Sarcocornietum perennis*

Anche *Sarcocornia perennis*, specie caratteristica di questa associazione, è stata oggetto negli ultimi anni di revisioni nomenclaturali. Nell'edizione più recente della flora di Pignatti (Pignatti et al., 2017-2019) leggiamo a tal proposito: «Alcuni Autori negli anni '90 attribuirono le popolazioni mediterranee di salicornie perenni, prostrate e ± radicanti prima a *Salicornia alpini* (Lag.) Rivas-Mart. e successivamente a *S. fruticosa* (L.) var. *deflexa* (Rouy) Lahondere et Gamisams, riservando il binomio *S. perennis* alle sole popolazioni atlantiche. Rispetto a *S. alpini* recenti lavori micromorfologici e molecolari escludono la presenza di questa specie al di fuori della Penisola Iberica, mentre l'attribuzione a una varietà di *S. fruticosa* non può essere accettata in quanto quest'ultima ha semi ricoperti da papille coniche, mentre *S. perennis* ha semi ricoperti da brevi peli ricurvi.» Per quanto quest'ultimo carattere non sia sempre ben evidente, basandoci sulle evidenti differenze morfologiche e di portamento, sulla diffusa capacità di radicare ai nodi, e sulla scelta di seguire (pur con alcune eccezioni) la recente flora di Pignatti, utilizzeremo la nomenclatura proposta da quegli autori. D'altra parte l'associazione *Sarcocornietum perennis* è stata descritta anche recentemente in diversi lavori: Viciani e Lombardi (2001), Frondoni e Iberite (2002), Bertacchi et al. (2021).

I popolamenti riconducibili all'associazione *Sarcocornietum perennis*, molto meno diffusi ed estesi rispetto ai salicornieti con *S. fruticosa* prima descritti, vegetano su substrati leggermente più depressi dei precedenti, tali da rimanere allagati più a lungo; la salinità è in genere piuttosto elevata, soprattutto nei periodi di disseccamento estivo. Si accompagnano a *Sarcocornia perennis*, abbastanza fedelmente, *Sarcocornia fruticosa*, *Halimione portulacoides*, *Arthrocnemum macrostachyum*, ma quasi sempre con bassi valori di copertura (Fig. 10).

Fig. 10 (pagina seguente) - L'associazione *Puccinellio festuciformis* - *Sarcocornietum perennis*, molto meno diffusa rispetto all'associazione precedente dominata da *Sarcocornia fruticosa*, si può trovare su substrati leggermente più depressi, tali da rimanere allagati più a lungo; la salinità è in genere piuttosto elevata, soprattutto nei periodi di disseccamento estivo. Si accompagnano a *Sarcocornia perennis*, abbastanza fedelmente, *Sarcocornia fruticosa* e *Arthrocnemum macrostachyum*, ma quasi sempre con bassi valori di copertura.

Fig. 9 (pagina precedente) - I densi cespi di *Spartina anglica*, in verde vivo al centro dell'immagine, trattenendo una maggiore quantità di sedimenti rispetto ai popolamenti di *Salicornia veneta*, determinano un innalzamento del substrato che favorisce l'insediamento, all'interno degli stessi popolamenti di *Spartina*, di *Sarcocornia fruticosa*; dinamiche di questo tipo possono favorire l'evoluzione della vegetazione verso comunità più stabili e maggiormente svincolate dall'acqua.



- *Arthrocnemo glauci-Halocnemetum strobilacei*

Questa rara associazione, presente sui litorali nord adriatici solo a Bellocchio e nelle Saline di Comacchio (Corbetta, 1976, Piccoli & al. 1994) viene definita 'iperalofila' in quanto è in grado di crescere nelle zone che durante i mesi estivi, in seguito ad una più intensa evaporazione e al conseguente parziale disseccamento delle bassure salmastre, raggiungono la massima salinità, talvolta evidenziata da efflorescenze di sale sul terreno. Le condizioni estreme che si realizzano in questi luoghi sono fortemente selettive per la vegetazione, e le specie che si accompagnano ad *Halocnemum strobilaceum* sono poche: *Arthrocnemum macrostachyum* (= *A. glaucum*) e *Sarcocornia fruticosa*, ma sempre con bassi valori di copertura (Fig. 11).

La specie guida di questa associazione, *Halocnemum strobilaceum*, è stata oggetto negli ultimi anni di studi su base morfologica, ecologica e genetica, che ne hanno ridefinito tassonomia ed inquadramento vegetazionale (Papini & al. 2004, Bacchetta & al. 2012, Biondi & al. 2013,). Per la nomenclatura e l'inquadramento fitosociologico ci atterremo a quanto proposto nel più recente di questi lavori, basato oltre che su valutazioni di tipo biogeografico ed ecologico, anche su valutazioni micromorfologiche del tegumento dei semi, utili a distinguere le due specie di *Halocnemum* presenti nel bacino del Mediterraneo.

È importante prima di tutto ricordare che, per molti anni, i popolamenti di *Halocnemum* delle vegetazioni iperaline della regione Mediterranea, dell'Eurasia e dell'Africa settentrionale sono state attribuite ad un'unica specie, cioè *Halocnemum strobilaceum*. Questa attribuzione univoca è avvenuta fino ad anni recenti, nonostante fossero già state evidenziate da alcuni autori marcate differenze morfologiche fra le piante di *Halocnemum* di regioni diverse, come quelle dell'Asia continentale e delle zone costiere del Mediterraneo. Già nel 1873 Todaro evidenziava una tipologia di questa pianta presente in Egitto, Sicilia, Sardegna, che si distingueva dal tipico *H. strobilaceum* delle steppe asiatiche per il portamento più elevato e altri caratteri morfologici, considerandola quindi una specie diversa, che chiamò *Halocnemum cruciatum*, assimilandola a quella *Salicornia cruciata* che Forsskål aveva descritto nella *Flora Aegyptiaco-Arabica* (Forsskål, 1775); e questo autore non fu il primo ad evidenziare differenze con *Halocnemum strobilaceum sensu strictu*, perché già altri avevano in precedenza individuato queste forme indicandole come varietà o sottospecie di *H. strobilaceum* (Moquin-Tandon, 1849).

Inoltre, in anni più recenti, alcuni autori hanno descritto per l'Anatolia meridionale una nuova specie di *Halocnemum*, denominandola *H. yurdakulolii*, che poi da un successivo confronto morfologico si rivelerà essere lo stesso *H. cruciatum* individuato in precedenza sulle coste del Mediterraneo (Yaprak & Kadereit, 2008).

Fig. 11 (pagina seguente) - L'associazione *Arthrocnemo glauci - Halocnemetum strobilacei*, estremamente povera di specie, è tipica delle zone a maggiore salinità, segnalata, nei periodi di massima aridità estiva, da efflorescenze di sale sul terreno. Ad *Halocnemum strobilaceum* si accompagna spesso, seppure con bassi valori di copertura, *Arthrocnemum macrostachyum*.



Le differenze fra gli *Halocnemum* di regioni diverse erano così evidenti da dover ricorrere, per la loro descrizione, a due diversi morfotipi: camefitico per le forme più basse e prostrate, diffuse soprattutto nelle zone continentali dell'Eurasia, e nano-fanerofitico per quelle più elevate, presenti soprattutto sulle coste mediterranee (Biondi & Casavecchia, 2010). Queste differenze, però, non furono ancora sufficienti per la definizione di due specie distinte, anche se analisi sul DNA dei due morfotipi avevano già messo in luce differenze genetiche in tratti analoghi di DNA non codificante, tali da far supporre che si potesse trattare di sottospecie o addirittura specie diverse (Papini & al. 2004).

Successive indagini, basate su ricerche d'erbario e osservazioni in campo, permisero finalmente di definire la presenza di due specie di *Halocnemum*: *H. strobilaceum* per le zone continentali est-europee e asiatiche, e *H. cruciatum* per le zone costiere Mediterranee (comprese le stazioni tirreniche e nordadriatiche), la Sicilia e la Sardegna (Bacchetta & al. 2012).

In un successivo studio (Biondi & al. 2013), basato su confronti morfologici e sull'osservazione al microscopio SEM del tegumento dei semi, un carattere fortemente discriminante già utilizzato per studi tassonomici su chenopodiacee dei generi *Sarcocornia* e *Salicornia*, gli autori concordano con la presenza e la descrizione delle due specie distinte di *Halocnemum*, ma non concordano con i dati sulla distribuzione di queste specie. A tal proposito, sul lavoro citato leggiamo: «Secondo una recente ricerca tassonomica condotta da Bacchetta et al. (2012), le popolazioni mediterranee di *Halocnemum* sono da attribuire alla specie *Halocnemum cruciatum*. In realtà, non siamo d'accordo con questa attribuzione in quanto riteniamo che ad *Halocnemum strobilaceum* appartengano le popolazioni delle coste tirreniche e delle coste nord-adriatiche. In realtà, le entità presenti nelle località italiane dell'Adriatico settentrionale e della Toscana sono di piccole dimensioni, quindi simili ad *Halocnemum strobilaceum*, mentre le entità della Sardegna, della Sicilia e di altre località mediterranee e del Nord Africa sono grandi di dimensioni e quindi corrispondono ad *Halocnemum cruciatum*.»

D'accordo con le valutazioni espresse in quest'ultimo lavoro, riteniamo che i popolamenti di *Halocnemum* presenti nella Sacca di Bellocchio appartengano ad *H. strobilaceum* e non ad *H. cruciatum*. Tale convinzione è avvalorata anche dal confronto da noi effettuato con esemplari di *Halocnemum* rinvenuti sulle coste della Sardegna sud-occidentale (Porto Botte) nel 2006, la cui altezza, superando il metro, corrisponde sicuramente a quella di *H. cruciatum*, mentre gli esemplari presenti a Bellocchio, alti al massimo poche decine di centimetri, sono riferibili ad *Halocnemum strobilaceum* (Fig. 12).

Gli stessi autori (Biondi et al. 2013) precisano: « In realtà, in Italia, la pianta sembra avere due differenti morfocotipi: un morfotipo nanofanerofitico fino a 1-1,5 m (morfotipo termomediterraneo) e un morfotipo camefitico molto più basso, alto al massimo 40 cm (morfotipi mesomediterraneo e submediterraneo). Il morfotipo camefitico è stato osservato in Toscana alla foce del fiume Ombrone e alla Palude della Trappola in Maremma (Arrigoni et al. 1985) e nell'Adriatico settentrionale alla foce del fiume Reno (nella Riserva Naturale Statale di Bellocchio) e alle Valli di Comacchio (Corbetta 1976; Piccoli et al. 1999b). Il morfotipo nanofanerofitico è invece presente in alcuni stagni del Cagliaritano e della Sicilia sud-occidentale (Trapani). Le due località dell'Italia peninsulare si trovano nell'area di transizione tra le condizioni macrobioclimatiche temperate e mediterranee, piuttosto che nella variante submediterranea del macrobioclima temperato. Infatti il fenotipo di taglia più piccola si presenta in condizioni ecologiche e bioclimatiche più simili a quelle dell'Europa continentale, e quindi riteniamo che si tratti di *H. strobilaceum*. Anche le popolazioni di *Halocnemum* della penisola balcanica dell'isola di Corfù (Biondi 1992) e della Grecia continentale come si può osservare nella fotografia originale pubblicata da Oberdorfer (1952) appartengono alla specie *H. strobilaceum*.».

Fig. 12 - Nell'immagine di sinistra *Halocnemum cruciatum* (Forssk.) Tod. (morfotipo nanofanerofitico) - Porto Botte (CI) Sardegna sudoccidentale. Nell'immagine di destra *Halocnemum strobilaceum* (Pall.) M. Bieb. (morfotipo camefitico) - Sacca di Bellocchio (RA) Adriatico settentrionale.



Habitat 1410 - Pascoli inondati mediterranei (*Juncetalia maritimae*).

Frase diagnostica dell'habitat in Italia: *Comunità mediterranee di piante alofile e subalofile ascrivibili all'ordine Juncetalia maritimi, che riuniscono formazioni costiere e subcostiere con aspetto di prateria generalmente dominata da giunchi o altre specie igrofile. Tali comunità si sviluppano in zone umide retrodunali, su substrati con percentuali di sabbia medio-alte, inondate da acque salmastre per periodi medio-lunghi. Procedendo dal mare verso l'interno, J. maritimus tende a formare cenosi quasi pure in consociazioni con Arthrocnemum sp.pl., Sarcocornia perennis e Limonium serotinum, cui seguono comunità dominate da J. acutus.*

Vengono compresi in questa tipologia di habitat (e in quest'ordine fitosociologico) le comunità vegetali caratterizzate dalla presenza dei giunchi alo-igrofilici *Juncus maritimus* e *Juncus acutus*, che crescono di norma nelle zone con salinità non troppo elevata, dovuta probabilmente all'influenza di una falda freatica di acqua dolce abbastanza superficiale. Queste formazioni vegetali sono ben rappresentate nella Sacca di Bellocchio, e formano cordoni più o meno continui fra le formazioni arbustive prossime alla pineta ad ovest e le bassure dei *Sarcocornietalia* verso mare (fig. 13), ma anche fasce parallele alla linea di costa che separano le stesse bassure salmastre dai popolamenti delle dune sabbiose. Non sempre queste formazioni possono essere inquadrare in categorie fitosociologiche di maggior dettaglio rispetto all'ordine *Juncetalia maritimi*, sia per la loro frammentarietà, sia per la compenetrazione a mosaico con elementi caratteristici di comunità diverse. Solo in alcuni casi, in zone di limitata estensione, ma di grande interesse vegetazionale e conservazionistico, è possibile pervenire ad un inquadramento più preciso, individuando le associazioni *Puccinellio festuciformis-Juncetum maritimi*, *Juncetum maritimi-acuti*, *Elymetum atherici*, *Junco maritimi-spartinetum junceae*. In particolare le ultime due associazioni, estremamente rarefatte in tutto il litorale nordadriatico, rivestono un notevole interesse fitogeografico.



Fig. 13 - *Juncetum maritimi-acuti*. Questa associazione forma cordoni più o meno continui fra le formazioni arbustive prossime alla pineta ad ovest e le bassure alofile più depresse verso mare.

Le specie che si accompagnano più spesso ai giunchi in questo habitat sono *Sarcocornia fruticosa*, *Tripolium pannonicum*, *Suaeda maritima*, *Limonium narbonense*. L'ordine *Juncetalia maritimi* comprende al suo interno anche i popolamenti a *Spartina versicolor* (= *S. juncea*) ma si tratta in questo caso di forme di vegetazione molto particolari, caratterizzate dall'assoluta dominanza di una specie che da sola forma dense praterie in cui le altre specie caratteristiche, se presenti, hanno coperture trascurabili. L'affinità con i giuncheti è tuttavia evidente, ed è anche rivelata dalla vicinanza nel grafico della *Cluster analysis*. In virtù dell'elevata ampiezza ecologica di *Spartina versicolor* a volte questi popolamenti si compenetrano da una parte con i popolamenti alofili veri e propri (giuncheti e salicornieti) situati in posizione meno rilevata e con suoli a granulometria più fine, e dall'altra con i popolamenti delle dune sabbiose, ove a volte *Spartina versicolor* riesce a spingersi formando estesi popolamenti che sembrano prendere il posto degli ammoreti. Visto l'interesse ambientale e fitosociologico, nell'ambito dell'ordine *Juncetalia maritimi* descriveremo in particolare questa associazione.

- *Junco maritimi-Spartinetum juncae*

La neofita *Spartina versicolor* E. Fabre, (= *Spartina juncea* auct., non (Michx.) Willd.) forma fitti popolamenti nelle parti più rilevate delle bassure salmastre, su sabbie umide caratterizzate da salinità non troppo accentuata, creando spesso fasce di transizione con i popolamenti delle dune litoranee. Grazie ad un'ampia valenza ecologica e ad una straordinaria velocità di diffusione vegetativa, questa specie riesce a colonizzare rapidamente ampie porzioni di territorio formandovi fitti popolamenti quasi monospecifici. La spiccata capacità colonizzatrice di *Spartina versicolor* è evidente soprattutto su banchi di sabbia di recente deposizione, creati dal vento o formati in qualche modo in seguito a mareggiate o deposizioni da *blowout*, o anche in modo artificiale con ripascimenti e riporti di sabbia. Come evidenziato da alcuni autori per altri litorali (Bertacchi & Lombardi, 2014), la diffusione di questa robusta graminacea cespitosa avviene per lo più in modo vegetativo, ed in condizioni favorevoli porta spesso alla formazione di feltri densissimi e impenetrabili. Probabilmente è importante per questa tipologia di vegetazione una buona disponibilità idrica nella falda freatica (Filigheddu *et al.* 2000), caratteristica questa non infrequente all'interno dei sistemi dunosi.

Già Corbetta, che a metà degli anni '70 effettuava i primi rilievi della vegetazione nella Sacca di Bellocchio evidenziando per primo l'importanza di questi luoghi, ne rilevava la grande valenza ecologica, descrivendo due distinte situazioni: «*Particolarmente interessante e polivalente il comportamento di Spartina versicolor, individuata e segnalata per la prima volta per l'Adriatico settentrionale, sul litorale veneto, da Simonetti e Musi (1969-70), da noi riconosciuta presente alle foci del Po (Corbetta, 1972) e che si comporta volta a volta da psammofila e si insinua tra Agropireto ed Ammoreto o addirittura li sopravanza, o da alofilo-igrofila nelle serie retrodunali. Questo comportamento è concordante con quanto osservato, a proposito di questa stessa specie, intorno agli Stagni di Oristano (Corbetta e Lorenzoni, 1973).*» (Corbetta, 1976).

Alcuni autori (Bertacchi e Lombardi, 2014) descrivono per i litorali tirrenici tre distinte formazioni vegetali dominate da *Spartina versicolor*: una all'interno dei popolamenti pionieri delle dune embrionali (*Elymo farcti-Spartinetum junceae* Vagge & Biondi, 1999) e due presenti nelle comunità delle bassure retrodunali (*Junco maritimi-Spartinetum junceae* (O. de Bolòs 1962) Filigheddu, Farris & Biondi 2000, e *Schoeno nigricantis-Erianthetum ravennae* Pignatti 1953 subass. *spartinetosum versicoloris* Bertacchi e Lombardi 2014). L'ultima delle tre tipologie ora citate è stata individuata anche negli ambienti retrodunali della Riserva di Foce Bevano (Merloni et al. 2015).

In continuità con quanto rilevato da Corbetta quasi mezzo secolo fa (1976), questa vigorosa graminacea continua a crescere a Bellocchio sia a ridosso dei popolamenti dunali o addirittura inframezzata a questi, sia più lontano dalla costa, formando popolamenti quasi monospecifici, soprattutto su sabbie di recente deposizione (fig. 14).



Fig. 14 - L'associazione *Junco maritimi-Spartinetum junceae* forma fasce compatte e pressoché monospecifiche fra i popolamenti di *Sarcocornia fruticosa*, presenti su suoli meno rilevati, e le comunità delle dune sabbiose.



Arthrocnemum macrostachyum (= *A. glaucum*). Questa pianta, particolarmente resistente alla salinità elevata che si realizza nei periodi di aridità estiva in alcune bassure retrodunali, talvolta può spingersi fin sulla spiaggia, dove riesce a crescere in modo particolarmente rigoglioso, come documentato in questa immagine, forse favorita dall'apporto di sabbia conseguente a blowout e a mareggiate. in grado di eliminare rapidamente la competizione con le altre specie.

Quadro sintassonomico della vegetazione

Le tipologie individuate sono riportate nel seguente quadro sintassonomico; le unità vengono anche riferite al sistema di habitat Natura 2000:

1410: Pascoli inondati mediterranei (*Juncetalia maritimi*)

JUNCETEA MARITIMI Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952

JUNCETALIA MARITIMI Br.-Bl. ex Horvatić 1934

Juncion maritimi Br.-Bl. ex Horvatić 1934

Puccinellio festuciformis-Juncetum maritimi (Pignatti 1954) Géhu in Géhu, M. J. Costa, Scoppola, Biondi, Marchiori, Peris, Caniglia, Veri & Géhu-Franck 1984

Junco maritimi - Spartinetum junceae (O. de Bolòs 1962) Filigheddu, Farris & Biondi 2000

Juncetum maritimi-acuti Horvatić 1934

Elymetum atherici Pellizzari, Merloni & Piccoli 1998

1420: Praterie e fruticeti alofili mediterranei e termo-atlantici (*Sarcocornietea fruticosi*)

SARCOCORNIETEA FRUTICOSAE Br.-Bl. & Tüxen ex A. Bolòs & O. Bolòs in A. Bolòs 1950 em. Biondi, Casavecchia, Estrelles & Soriano, 2013

SARCOCORNIETALIA FRUTICOSAE Br.-Bl. 1933 *nom. mut. propos* Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fernandez-Gonzales, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002

Sarcocornion fruticosae Br.-Bl. 1933 *nom. mut. propos.* Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fernandez-Gonzales, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002

Puccinellio festuciformis-Sarcocornietum fruticosae (Br.-Bl. 1928) Géhu 1976

Puccinellio festuciformis-Halimionetum portulacoidis Géhu, Biondi, Géhu-Franck & Costa 1992

Puccinellio festuciformis - Sarcocornietum perennis (Br.-Bl. 1931) Géhu 1976

HALOCNOMETALIA CRUCIATI Biondi, Casavecchia, Estrelles & Soriano 2013

Halocnemion strobilacei Biondi, Casavecchia, Estrelles & Soriano 2013

Arthrocnemo glauci-Halocnemetum strobilacei Oberdorfer 1952

1320: Prati di Spartina (Spartinion maritimae)

SPARTINETEA GLABRAE Tüxen in Beeftink 1962

SPARTINETALIA GLABRAE Conard 1935

Spartinion anglicae Géhu in Bardat, Bioret, Botineau, Boulet, Delpech, Géhu, Haury, Lacoste, Rameau, Royer, Roux & Touffet 2004

Limonio narbonensis-Spartinetum maritimae (Pignatti 1966) Beeftink & Géhu 1973

1310: Vegetazione annua pioniera a Salicornia e altre specie delle zone fangose e sabbiose

THERO-SUAEDETEA SPLENDENTIS Rivas-Martínez 1972

THERO-SALICORNIETALIA Tüxen in Tüxen & Oberdorfer ex Géhu & Géhu-Franck 1984

Salicornion patulae Géhu & Géhu-Franck ex Rivas- Martínez 1990

Suaedo maritimae-Salicornietum patulae (Brullo & Furnari 1976) Géhu & Géhu-Franck 1984

Salicornietum venetae Pign. 1966

Rilievi della vegetazione ed elaborazione dei dati

I rilievi fitosociologici

Il metodo fitosociologico è quello più utilizzato per studiare la vegetazione, e in particolare per individuare le comunità di specie vegetali e descrivere i rapporti causali fra la distribuzione di queste comunità e i fattori ambientali. Il punto di partenza per studiare la vegetazione con questo metodo è un insieme di rilievi fitosociologici, sulle cui regole e procedure non è il caso di soffermarsi in questa sede. Questi rilievi, effettuati all'interno di aree omogenee per struttura e composizione specifica, di dimensioni non predeterminate ma variabili a seconda delle tipologie vegetali da rilevare, concorrono alla compilazione di tabelle a doppia entrata in cui ogni colonna corrisponde ad un rilievo e ogni riga ad una specie. I rilievi possono essere assimilati ad oggetti, che vengono definiti e descritti dalla presenza e dall'abbondanza di determinate specie vegetali. Per ogni rilievo vengono annotati, oltre all'elenco ponderato delle specie vegetali, anche la localizzazione topografica e i dati di stazione: altitudine, esposizione, eventuale livello idrico, estensione dell'area rilevata, copertura percentuale degli eventuali strati di vegetazione: muscinale, erbacea, arbustiva, arborea. Ad ognuna delle specie presenti nel rilievo vengono attribuiti i seguenti indicatori di copertura: r = specie sporadica, presente una sola volta nel rilievo con copertura trascurabile; + = specie presente con più individui, ma con copertura trascurabile; 1 = copertura da 1% a 20%; 2 = 21% - 40%; 3 = 41% - 60%; 4 = 61% - 80%; 5 = 81% - 100%.

Se alla fase di compilazione della tabella fitosociologica dovrà seguire una fase di elaborazione numerica volta ad individuare le affinità fra i rilievi, prassi ormai consueta, è necessario poter disporre di soli valori numerici in tabella, e questo si può ottenere con opportune trasformazioni, ad esempio quella proposta dal botanico van der Maarel, nel 1979. In seguito a questa trasformazione ad ogni specie presente in tabella risulterà assegnato un insieme di valori numerici che vanno da 0 (specie assente in quel rilievo) a 9 (specie con copertura da 81% a 100%). Dalla tabella grezza potranno poi essere eliminate, ai fini dell'elaborazione numerica, le specie sporadiche con bassi valori totali di copertura, stante la loro scarsa significatività.

I rilievi da noi effettuati nei popolamenti alofili della Sacca di Bellocchio negli anni 2018-2021 sono stati riuniti in una tabella con 80 rilievi e 23 specie; la tabella grezza è stata quindi sottoposta a procedure di classificazione (Podani 2007). La *Cluster analysis* è la metodica di classificazione più usata per studiare e descrivere la vegetazione; questa consiste nell'associare fra loro i rilievi in base ad algoritmi di distanza o di somiglianza, formando dei gruppi di rilievi simili; le similitudini dipendono dal numero di specie in comune fra singoli rilievi e poi fra gruppi di rilievi sempre più ampi; la procedura viene reiterata più volte, portando così ad una classificazione che si traduce in un grafico a grappoli (cluster); ognuno dei gruppi individuati potrà poi essere interpretato in chiave ecologica dai rilevatori sulla base della loro esperienza e della letteratura

scientificamente esistente. Verranno così individuate alcune tipologie vegetazionali - riconducibili alle diverse categorie fitosociologiche - e sulla base di queste potranno anche essere redatte delle carte della vegetazione utili ai fini conoscitivi e gestionali. Queste carte tematiche potranno essere sovrapposte a carte di altro tipo, per individuare o confermare correlazioni causali con fattori ecologici.

Le categorie fitosociologiche, dette 'sintassonomiche', sono definite in modo gerarchico, partendo dalle Classi - le categorie più onnicomprensive - e poi passando agli Ordini, alle Alleanze, alle Associazioni, ed eventualmente alle Subassociazioni. Ognuna di queste tipologie è caratterizzata da un suffisso particolare: -ea per le classi, -alia per gli ordini, -ion per le alleanze, -etum per le associazioni; così una delle associazioni vegetali più diffuse nella Sacca di Bellocchio, il salicornieto perenne a *Sarcocornia fruticosa*, risulta così inquadrato: associazione *Puccinellio festuciformis-Sarcocornietum fruticosae*, alleanza *Sarcocornion fruticosae*, ordine *Sarcocornietalia fruticosae*, classe *Sarcocornietea fruticosae*. Per l'inquadramento di tutte le tipologie individuate nel presente lavoro, si veda il quadro sintassonomico nelle pagine precedenti; si noti come al termine del nome della tipologia faccia seguito il nome degli autori che hanno descritto e definito per primi quella tipologia.

Le categorie sintassonomiche italiane sono state recentemente ridefinite ed aggiornate e compaiono sul sito 'Prodromo della Vegetazione Italiana', appositamente istituito: <http://www.prodromo-vegetazione-italia.org>.

Il dendrogramma qui rappresentato (Fig. 16) parte da una tabella con 23 specie vegetali (righe) e 80 rilievi (colonne). Il rilevamento di campagna, condotto da Merloni N., Battani E., Foschini F., è stato effettuato negli anni 2018-2021. La tabella fitosociologica ottenuta è stata sottoposta alla *Cluster analysis* utilizzando una procedura basata sulla distanza euclidea previa normalizzazione dei dati (distanza della corda). Per l'elaborazione della tabella abbiamo utilizzato i pacchetti Ade4, Vegan, Vegclust, Openxlsx, sulla piattaforma "R". L'elaborazione dei dati forma i gruppi di rilievi in base alle somiglianze fra questi ultimi, stabilite in base ai valori di copertura delle specie comuni ai vari rilievi; bisogna tuttavia precisare che i rilievi vengono raggruppati per reciproche affinità, ma la sequenza orizzontale dei rilievi e dei gruppi non ha alcun significato ecologico, e non indica in alcun modo un trend o un gradiente. Per individuare una tendenza, o una distribuzione in funzione di alcuni fattori ecologici, sono necessarie procedure di "ordinamento", che distribuiscono i rilievi e/o le specie attorno ad assi che possono invece essere interpretati in modo ecologico.

Analisi ed interpretazione dei risultati

La cluster analysis

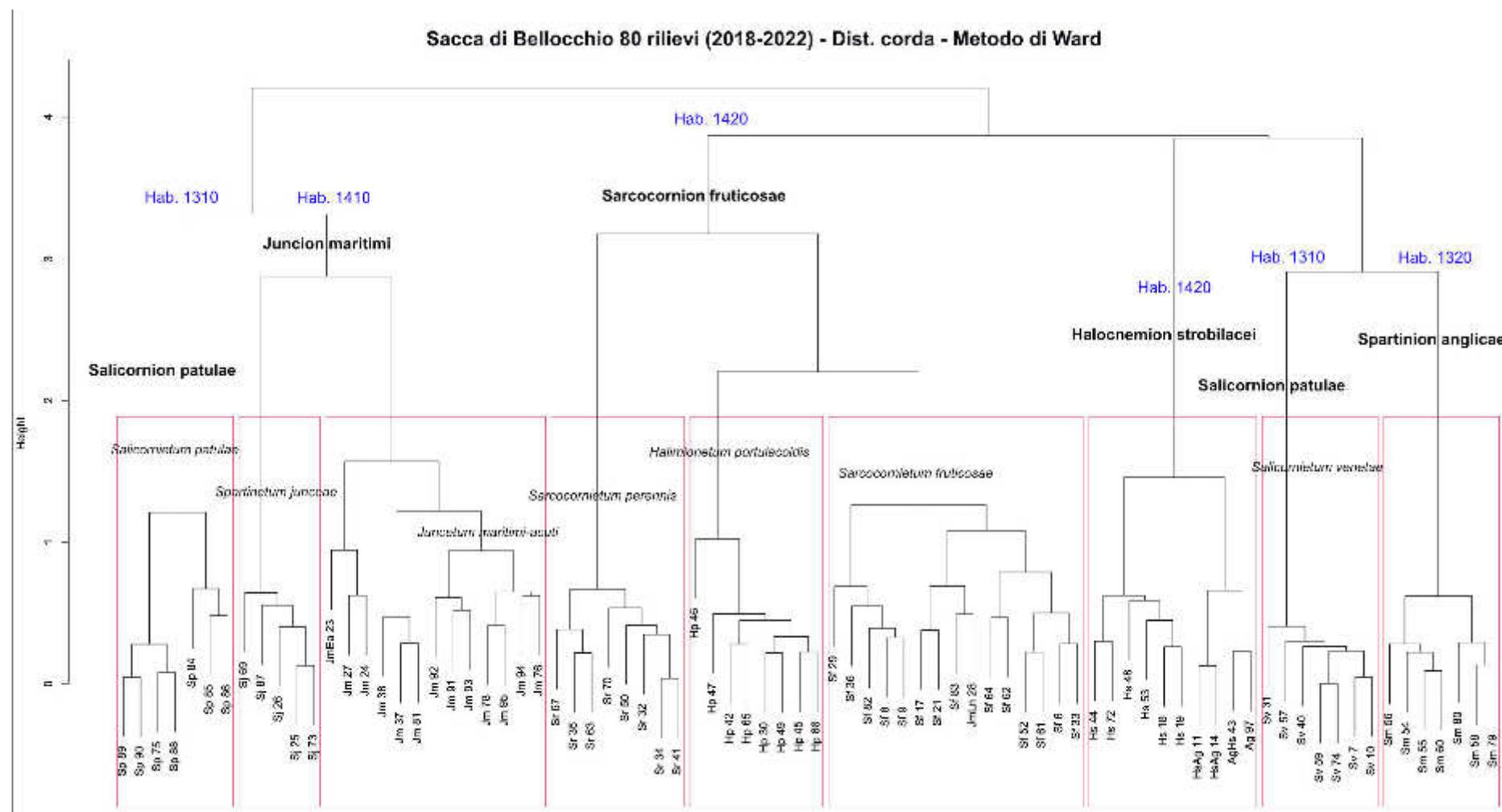


Fig. 16 - Cluster analysis di 80 rilievi effettuati nella Sacca di Bellocchio negli anni 2018-2022. La spiegazione è nel testo; i nomi delle associazioni vegetali sono stati abbreviati per esigenze grafiche; per la nomenclatura completa e l'inquadramento fitosociologico si veda il quadro sintassonomico.

La cluster analysis mette in evidenza nove gruppi di rilievi, ciascuno dei quali corrisponde ad una diversa tipologia vegetazionale. Prima di analizzare questi gruppi possiamo però individuare una prima separazione in tre cluster principali: il primo di questi è composto da 25 rilievi, che comprendono sia i popolamenti annuali del *Salicornion patulae*, sia i popolamenti perenni dello *Juncion maritimi*. Il motivo di questa netta separazione rispetto agli altri rilievi della tabella è la scarsa condivisione di specie che questo primo gruppo presenta con gli altri cluster.

Il secondo gruppo di 31 rilievi è abbastanza omogeneo e comprende i popolamenti del *Sarcocornion fruticosae*, composto dalle associazioni *Puccinellio festuciformis - Sarcocornietum perennis*, *Puccinellio festuciformis-Halimionetum portulacoidis* e *Puccinellio festuciformis-Sarcocornietum fruticosae*. L'ultimo gruppo di 24 rilievi è suddiviso in un primo gruppo di 10 rilievi dell'associazione iperalofila *Arthrocnemo glauci-Halocnemetum strobilacei*, e 14 rilievi di popolamenti più igrofilo, rappresentati dalle associazioni *Salicornietum venetae* e *Limonio narbonensis-Spartinetum maritimae*; anche in questo caso, come nel primo gruppo di 25 rilievi non è tanto l'affinità che lega i popolamenti iperalofili con quelli più igrofilo, quanto piuttosto la scarsa presenza di specie in comune con le altre tipologie. Come già detto, la cluster analysis non rappresenta con la sua sequenza di gruppi di rilievi un trend che rispecchia l'andamento di uno o più fattori ecologici, ma si limita a raggruppare i rilievi (oggetti) in funzione delle specie che questi condividono (variabili); i gruppi così formati possono essere interpretati come formazioni vegetali, ma la sequenza di questi nella cluster non va dai più igrofilo a quelli meno igrofilo, o dai più alofilo a quelli meno alofilo, come invece potremmo vedere nei grafici delle metodiche di ordinamento.

Passando ad una descrizione di maggior dettaglio dei gruppi, i primi 7 rilievi sono quelli dell'associazione *Suaedo maritimae-Salicornietum patulae*, una tipologia paucispecifica che a Bellocchio occupa per lo più i suoli limoso-sabbiosi che si trovano fra le comunità delle dune sabbiose da una parte e quelli delle bassure salmastre dall'altra; anche in natura, come nel grafico della cluster analysis, questa comunità non si trova troppo lontana dai popolamenti dello *Juncion maritimi*; probabilmente, qualora volessimo individuare un fattore ambientale che possa accomunare questi primi tre gruppi di rilievi, pur distanti da un punto di vista fitosociologico, potremmo pensare ad un substrato a granulometria non troppo fine. Al primo gruppo di 7 rilievi seguono 5 rilievi riferibili all'associazione *Juncion maritimi - Spartinetum juncea*, associazione ancora più povera di specie della precedente, dominata dalla robusta *Spartina versicolor* (= *S. juncea*); anche in questo caso ci troviamo nell'interfaccia fra i popolamenti delle dune sabbiose verso mare e quelli delle bassure salmastre più arretrate rispetto alla linea di costa. Il terzo gruppo di 13 rilievi comprende le tre associazioni: *Elymetum atherici* (un rilievo, JmEa23), *Puccinellio festuciformis-Juncetum maritimi* (i 5 successivi rilievi),

Juncetum maritimi-acuti (gli ultimi 7 rilievi del gruppo di *Juncion maritimi*) tutte riferibili, come i precedenti popolamenti a *Spartina versicolor*, all'habitat 1410 del Sistema Natura 2000. Particolarmente interessanti l'*Elymetum atherici* e lo *Juncetum maritimi-acuti*: la prima è un'associazione che di norma occupa le parti più rilevate delle praterie alofile, di solito sugli argini quasi mai sommersi dalle acque salmastre; fisionomicamente appare come una prateria densa e compatta in cui la robusta graminacea *Elytrigia atherica* (= *Elymus athericus*) è decisamente dominante se non talvolta l'unica specie; la seconda è una prateria umida periodicamente allagata da acque a debole salinità, probabilmente a contatto con acque dolci di falda o di provenienza fluviale, su suoli sabbioso-limosi.

Il successivo gruppo di 31 rilievi comprende tre associazioni dell'alleanza *Sarcocornion fruticosae*: il *Puccinellio festuciformis - Sarcocornietum perennis* (8 rilievi), il *Puccinellio festuciformis-Halimionetum portulacoidis* (8 rilievi) e il *Puccinellio festuciformis-Sarcocornietum fruticosae* (15 rilievi). Si tratta di formazioni vegetali nel complesso molto diffuse nella Sacca di Bellocchio, in particolare le ultime due citate, che si compenetrano e si susseguono in funzione dell'elevazione del substrato rispetto al livello delle acque salmastre affioranti e di falda. Delle tre associazioni la prima e l'ultima sono particolarmente interessanti: il *Puccinellio festuciformis - Sarcocornietum perennis* in quanto piuttosto limitato in estensione e non sempre riconosciuto come associazione autonoma rispetto al diffusissimo *Sarcocornietum fruticosae*; il *Puccinellio festuciformis-Halimionetum portulacoidis* perché, pur essendo piuttosto comune nelle bassure salmastre di Bellocchio, risulta abbastanza raro a livello nazionale (Frondoni & Iberite, 2002; Bertacchi et al. 2021); probabilmente per la generale rarefazione dei territori favorevoli a questo tipo di comunità: sebbene *Halimione portulacoides* sia una specie comune in diverse formazioni alofile, non accade spesso che si vengano a creare le condizioni necessarie all'insediamento di praterie in cui questa specie possa divenire dominante. A Bellocchio queste formazioni sembrano favorite dal riporto di sabbie e limi conseguenti all'escavazione di bassure e piccoli canali, oppure all'accumulo nelle bassure salmastre di strati di sabbia provenienti dalle vicine dune litoranee.

L'ultimo grande gruppo di rilievi, a differenza di quello ora analizzato, è piuttosto eterogeneo. O per meglio dire, comprende al suo interno un primo gruppo di 10 rilievi che non sembrano molto affini agli altri due, decisamente più simili fra loro, almeno per l'ecologia dei luoghi. Questi primi 10 rilievi sono riferibili all'associazione *Arthrocnemo glauci-Halocnemetum strobilacei*, senza dubbio una delle comunità vegetali più interessanti e rare non solo a Bellocchio, ma in tutto il territorio nazionale. *Halocnenum strobilaceum*, di cui si è già parlato in precedenza, caratterizza i popolamenti legati alla maggiore salinità, soprattutto nei periodi di aridità estiva (Andreucci et al., 1999); a questa specie se ne accompagnano pochissime altre, ed in particolare: *Arthrocnemum macrostachyum* (= *A. glaucum*) e *Sarcocornia fruticosa*. Forse è proprio il fatto che questa associazione sia composta da così poche specie che ha determinato una sua collocazione nella cluster analysis abbastanza decontestualizzata: non sembra esserci grande affinità fra questi popolamenti

soggetti al disseccamento estivo e - soprattutto in questi periodi di grande aridità - a livelli di salinità molto alti, e i rimanenti due gruppi di rilievi, che invece detengono il record della maggiore sommersione in acque salmastre. O forse una correlazione potrebbe essere trovata per altri fattori ecologici, considerando che di tutte le tipologie fin qui descritte, queste ultime tre sono quelle legate ai suoli a granulometria più fine.

Gli ultimi due gruppi di rilievi, legati fra loro e - anche se ad una distanza piuttosto elevata - all'*Arthrocnemum glauci-Halocnemum strobilacei*, sono riferibili, rispettivamente, al *Salicornietum venetae* (7 rilievi), e al *Limonio narbonensis-Spartinetum maritimae* (7 rilievi). Anche queste due associazioni non sono vicine dal punto di vista sinsistemico, essendo la prima appartenente alla classe *Thero-Suaedetia* e la seconda alla classe *Spartinetia*, ma lo sono però dal punto di vista ecologico: si tratta infatti di comunità vegetali tipiche dei suoli lungamente allagati, in grado di resistere a condizioni di prolungata sommersione con acque salmastre o addirittura salate, fatto questo che comporta anche situazioni di anossia radicale e di formazione - in particolare nei substrati a granulometria fine - di solfuri e altre sostanze tossiche. A Bellocchio i salicornieti annuali sono ancora ben rappresentati, mentre gli spartineti sono in forte regresso rispetto ad alcuni decenni fa (Fig. 2). Bisogna anche ricordare che, pur trattandosi dell'associazione *Spartinetum maritimae*, di *Spartina maritima* sembra non essercene più in questi luoghi, essendo stata soppiantata, come descritto in precedenza, da specie alloctone quali *S. x townsendii* e, soprattutto, da *S. anglica*. Nonostante queste sostituzioni, abbiamo mantenuto nel quadro sintassonomico l'associazione *Limonio narbonensis-Spartinetum maritimae*, perché l'associazione *Spartinetum anglicae* non è stata ancora riconosciuta per l'Italia e per i litorali mediterranei, essendo al momento prevista solo per altri paesi europei, e segnatamente per i litorali atlantici. In altri Paesi aderenti al Sistema Natura 2000 l'habitat 1320 è stato eliminato dall'elenco degli habitat una volta appurato che le specie di *Spartina* presenti sul territorio nazionale erano tutte alloctone (es. Irlanda). In Italia ci troviamo in una fase di rapide trasformazioni nel territorio e di transizione nella sintassonomia, e forse l'eliminazione dell'habitat nei casi in cui vi siano presenti solo specie alloctone potrà avvenire in futuro. D'altra parte alcuni popolamenti di *Spartina maritima* sono tuttora presenti nelle bassure salmastre di alcuni litorali nord adriatici (Wong et al., 2018) e con le piante alofile non si può mai dire: può darsi che un giorno questa rara specie ricompaia di nuovo anche a Bellocchio e nei lidi dove, fino ad alcuni decenni fa, era comune.

Bibliografia

- Adam P., 1990 - *Saltmarsh ecology*. Cambridge University Press. UK, 461 pp.
- Andreucci F., Biondi E. & Zuccarello V., 1996 - *La vegetazione alofila della Sacca di Bellocchio (Adriatico Settentrionale)*, Giornale Botanico italiano, 130:1, 271-273.
- Andreucci F., Biondi E., Calandra R., Zuccarello V., 1999 - *La vegetazione alofila della Riserva Naturale Sacca di Bellocchio (Adriatico settentrionale)*. In: Bon M., Sburlino G., Zuccarello V., (eds.) *Aspetti ecologici e naturalistici dei sistemi lagunari e costieri*. Atti XIII Convegno del Gruppo per l'Ecologia di base "G. Gadio". Boll. Museo Civ. St. Nat. Venezia. Vol. 49 (Suppl.): pp. 147-172.
- Antonellini M., Giambastiani B.M.S., Greggio N., Bonzi L., Calabrese L., Luciani P., Perini L. & Severi P., 2020 - *Hydrologic control on natural land subsidence in the shallow coastal aquifer of the Ravenna coast, Italy*. Tenth International Symposium on Land Subsidence, Proc. IAHS, 382: 263-268.
- Arrigoni P.V., Nardi E., Raffaelli M., 1985 - *La vegetazione del Parco naturale della Maremma (Toscana)*. Firenze: Arti Grafiche Giorgi & Gambi, pp. 39.
- Bacchetta G., Brullo C., Brullo S., Guarino G. & Sciandrello S., 2012 - *Studi tassonomici sulle popolazioni italiane di Halocnemum strobilaceum (Amaranthaceae)*. Pp. 29-30. In: Peccenini S., Domina G. & Salmeri C. (eds.) - *Flora vascolare d'Italia: studi biosistematici, taxa endemici e loci classici*. Soc. Bot. Ital., Firenze. ISBN 978-88-85915-06-0.
- Bertacchi A. & Lombardi T., 2014 - *Spartina versicolor Fabre in coastal areas of Tuscany (Italy)*. Contribuții Botanice 49: 49-60.
- Bertacchi A., Lombardi T., Saggese A. & Lazzeri V., 2021 - *The vegetation of a relict salt marsh area in the Pisan coast in the context of brackish wetlands of Tuscany*. Plant Sociology 58 (1), 41-53.
- Biondi E., 1992 - *The vegetation of sedimentary low coasts in Corfu island*. Coll. Phytosoc. XIX: 401-427.
- Biondi E., 1999 - *Diversità fitocenotica degli ambienti costieri italiani*. In: Bon M., Sburlino G., Zuccarello V., (eds.) *Aspetti ecologici e naturalistici dei sistemi lagunari e costieri*. Atti XIII Convegno del Gruppo per l'Ecologia di base "G. Gadio". Boll. Museo Civ. St. Nat. Venezia. Vol. 49 (suppl.): pp. 39-105.
- Biondi E., Filigheddu R. & Farris E., 2004 - *Cartography and diachronic analysis of the vegetation of S'Ena Arrubia Lagoon (Centre-Western Sardinia)*. Fitosociologia 41 (1) suppl. 1: 109-116.
- Biondi E., Galdenzi D., 2009 - 1420: *Praterie e fruticeti alofili mediterranei e termo-atlantici (Sarcocornietea fruticosi)*. In: Biondi E. & Blasi C. (eds.), - *Manuale italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE*. (<http://vnr.unipg.it/habitat/index.jsp>).
- Biondi E., Casavecchia S., 2010 - *The halophilous retro-dune grassland of the Italian Adriatic coastline*. Braun-Blanquetia 46: 111-127.
- Biondi E. & Blasi C., 2013 - *Prodromo della Vegetazione d'Italia. Check-list sintassonomica aggiornata di classi, ordini e alleanze presenti in Italia*. (<http://www.prodromo-vegetazione-italia.org/>).
- Biondi E., Blasi C., Burrascano S., Casavecchia S., Copiz R., Del Vico E., et al., 2009 - *Manuale Italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE*. Società Botanica Italiana. Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio e del mare, D.P.N. <http://vnr.unipg.it/habitat/>
- Biondi E., Casavecchia C., Estrelles E., Soriano P., 2013 - *Halocnemum M. Bieb. vegetation in the Mediterranean Basin*. Plant Biosystems 147 (2): 536-547.
- Biondi E., Blasi C., Allegrezza M., Anzellotti I., Azzella M. M., Carli E., Casavecchia S., Copiz R., Del Vico E., Facioni L., Galdenzi D., Gasparri R., Lasen C., Pesaresi S., Poldini L., Sburlino G., Taffetani F., Vagge I., Zitti S. & Zivkovic L., 2014a - *Plant communities of Italy: The Vegetation Prodrôme*, Plant Biosystems, 148 (4): 728-814.
- Biondi E., Casavecchia S., Estrelles E., Diana Galdenzi D. & Soriano P., 2014b - *Gli ambienti salsi ad Halocnemum in Italia e nell'Unione Europea*. Pp. 238-243. In: Genovesi P., Angelini P., Bianchi E., Dupré E., Ercole S., Giacanelli V., Ronchi F. & Stoch F. (eds.). *Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend*. ISPRA, Serie Rapporti, 194/2014, Roma.
- Biondi E., Allegrezza M., Casavecchia S., Galdenzi D., Gasparri R., Pesaresi S., Soriano P., Tesi G. & Blasi C., 2015 - *New insight on Mediterranean and sub-Mediterranean syntaxa included in the Vegetation Prodrôme of Italy*. Fl. Medit. 25 (Special Issue): 77-102.
- Biondi E., Battani E., Casavecchia S., Gasparri R., Merloni N., 2017 - *La flora della zona costiera nord-adriatica. La riserva Sacca di Bellocchio*: 189-193. In Blasi C. & Biondi E. (eds.), 2017 - *La Flora in Italia. Flora, vegetazione, conservazione del paesaggio e tutela della biodiversità*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, pp. 704. Sapienza Università Editrice, Roma.
- Blasi C. (ed.) 2010 - *La vegetazione d'Italia con carta delle Serie di Vegetazione in scala 1:500.000*. - Roma.

- Bortolus A., Adam P., Adams J.B., Ainouche M.L., *et al.*, 2019 - *Supporting Spartina: Interdisciplinary perspective shows Spartina as a distinct solid genus*. Ecology 100 (11): e02863. 10.1002/ecy.2863.
- Bromfield, W.A. 1836. *A description of Spartina alterniflora at Loiseleur*. Hooker's Companion to the Botanical Magazine, 2, pp. 254-263.
- Carminati E., Martinelli G., 2002 - *Subsidence rates in the Po Plain, Northern Italy: the relative impact of natural and anthropogenic causation*. Eng. Geol. 66: 241- 255.
- Cazzin M., Ghirelli L., Mion D. & Scarton F., 2009 - *Completamento della cartografia della vegetazione e degli habitat della Laguna di Venezia: anni 2005-2007*. Lavori Soc. Ven. Sc. Nat. - Vol. 34: 81-89, Venezia.
- Cope T., Gray A., 2009 - *Grasses of the British Isles*. BSBI Handbook 13. Botanical Society of the British Isles, London.
- Corbetta F., 1972 - *Lineamenti della vegetazione del Delta*. Atti del Convegno « Per il grande parco naturale del Delta », Rovigo.
- Corbetta F., 1976 - *Lineamenti vegetazionali della Sacca di Bellocchio (Foce Reno)*. In: *Scritti in memoria di Augusto Toschi*. Suppl. a Ricerche Biologia Selvaggina, 7: 247-270.
- Corbetta F. e Lorenzoni G.G., 1973 - *Proposta di costituzione del parco naturale degli stagni di Oristano (Sardegna occidentale)*. Atti III Simposio Cons. Natura, vol. II: 437-461, Cacucci Editore, Bari.
- Corbetta F., Pirone G., 1999 - *Analisi comparativa della vegetazione delle lagune della costa adriatica e dell'arco ionico pugliese-lucano; attuale situazione conservazionistica*. In: Bon M., Sburlino G., Zuccarello V., (eds.) *Aspetti ecologici e naturalistici dei sistemi lagunari e costieri*. Atti XIII Convegno del Gruppo per l'Ecologia di base "G. Gadio". Boll. Museo Civ. St. Nat. Venezia. Vol. 49 (Suppl.): pp. 135-146.
- Cristofolini G. & Chiappella E., 1970 - *Chemiotassonomia del genere Salicornia delle coste venete*. Giorn. Bot. Ital., 104: 91-115.
- Dassanayake M. & Larkin J. C., 2017 - *Making Plants Break a Sweat: the Structure, Function, and Evolution of Plant Salt Glands*. Front. Plant Sci., 8: 406.
- Davy A.J., Bishop G.F., Mossman H., Redondo-Gómez S., Castillo J.M., Castellanos E.M., Luque T., Figueroa M.E., 2006 - *Biological Flora of the British Isles: Sarcocornia perennis (Miller) A.J. Scott*. Journal of Ecology No. 244, 94: 1035-1048.
- De la Fuente V., Oggerin M., Rufo L., Rodríguez N., Ortuñez E., Sánchez-Mata D. & Amils R., 2013 - *A micromorphological and phylogenetic study of Sarcocornia A.J. Scott (Chenopodiaceae) on the Iberian Peninsula*. Pl. Biosyst. 147: 158-173.
- De la Fuente V., Rufo L., Rodríguez N., Sánchez-Mata D., Franco A. & Amils R., 2015 - *A study of Sarcocornia A.J.Scott (Chenopodiaceae) from Western Mediterranean Europe*. <https://doi.org/10.1080/11263504.2015.1022239> [online publication; in print: 2016, vol. 150: 343-356].
- Eno N.C., Clark, R.A. and Sanderson, W.G. 1997. *Non-native marine species in British waters: a review and directory*. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee.
- Ferrari C., Gerdol R. & Piccoli F., 1985 - *The halophilous vegetation of the Po Delta (Northern Italy)*. Vegetatio, 61: 5- 14.
- Filigheddu R., Farris E. & Biondi E., 2000 - *The vegetation of S'Ena Arrubia lagoon (centre-western Sardinia)*. Fitosociologia 37 (1): 39-59.
- Flowers T. J. & Colmer T. D., 2008 - *Salinity tolerance in halophytes*. New Phytol. 179: 945-963.
- Flowers T. J. & Colmer T. D., 2015 - *Plant salt tolerance: adaptations in halophytes*. Annals of Botany 115: 327-331.
- Forsskål P., 1775 - *Flora aegyptiaco-arabica*. Nicolaus Möller Publisher, Copenhagen.
- Frondoni R. & Iberite M., 2002 - *The halophile vegetation of the sedimentary coast of Lazio (central Tyrrhenian district, Italy)*, Plant Biosystems 136:1, 49-67.
- Géhu J.-M., Biondi E., Géhu-Franck J. & Costa M., 1992 - *Interpretation phytosociologique actualisée de quelques végétations psammophiles et halophiles de Camargue*. Colloq. Phytosoc. 19: 103-131.
- Géhu J.-M. & Biondi E., 1994. *La végétation du littoral de la Corse*. Essay de synthèse phytosociologique. Braun-Blanquetia 13: 3-149.
- Géhu J.-M. & Biondi E., 1995. *Essai de typologie phytosociologiques des habitats et des végétations halophiles des littoraux sédimentaires périméditerranéens et thermoatlantiques*. Fitosociologia 30: 201-212.
- Géhu J.M., Biondi E., 1996 - *Synoptique des associations végétales du littoral adriatique italien*. Giorn. Bot. Ital. 130 (1): 257-270.
- Géhu J. M., Costa M., Scoppola A., Biondi E., Marchiori S., Peris J. B., Frank J., Caniglia G., Veri L., 1984 - *Essai synsystématique et synchorologique sur les végétations littorales italiennes dans un but conservatoire. I. Dunes et vases salées*. Doc. Phytosoc., n.s., 8: 394-474.
- Géhu J.-M., Scoppola A., Caniglia G., Marchiori S., Géhu-Franck J., 1984 - *Les Systèmes végétaux de la côte nord-adriatique italienne. Leur originalité à l'échelle européenne*. Doc. Phytosoc. 8: 485-558.
- Géhu J.-M., Biondi E., Géhu-Franck J. & Costa M., 1992 - *Interprétation phytosociologique actualisée de quelques végétations psammophiles et halophiles de Camargue*. Colloq. Phytosoc. 19: 103-131.

- Ghirelli L., 2004 - *Spartina x townsendii* H. et J. Groves. In: Segnalazioni floristiche italiane: 1115. Informatore Botanico Italiano, 36 (1): 84-85.
- González-Alcaraz M. N., Jiménez-Cárceles F. J., Álvarez Y., Alvarez-Rogel J., 2014 - *Gradients of soil salinity and moisture, and plant distribution, in a Mediterranean semiarid saline watershed: a model of soil-plant relationships for contributing to the management*. Catena 115: 150-158.
- Goodman P. J., Braybrooks E. M., Marchant C. J. & Lambert J. M., 1969 - *Biological flora of the British Isles*. *Spartina*. Journal of Ecology 57, 285-313.
- Granse D., Titschack J., Ainouche M., Jensen K., Koop-Jakobsen K., 2022 - *Subsurface aeration of tidal wetland soils: Root-system structure and aerenchyma connectivity in Spartina* (Poaceae). Science of the Total Environment 802, 149771.
- Gray A.J. & Benham P.E.M. (eds.), 1990 - *Spartina anglica - A research review*. Natural Environment Research Council. Institute of Terrestrial Ecology. HMSO, London.
- Gray A.J., Marshall D.F. & Raybould A.F., 1991 - *A century of Evolution in Spartina anglica*. In: Begon M., Fitter A.H., and Macfadyen, A. (eds.). *Advances in Ecological Research*, 21, 1-62. London, Academic Press Inc.
- Holmer M., Gribsholt B. & Kristensen E., 2002 - *Effects of sea level rise on growth of Spartina anglica and oxygen dynamics in rhizosphere and salt marsh sediments*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 225: 197-204.
- Hubbard, C.E., 1968 - *Grasses*. Second Edition, Penguin.
- Iberite M., 2004 - Le salicornie: metodologie di indagine e problematiche tassonomiche. Informatore Botanico italiano 36 (2): 508-511.
- Kadereit G., Mucina L. & Freitag H., 2006 - *Phylogeny of Salicornioideae (Chenopodiaceae): diversification, biogeography, and evolutionary trends in leaf and flower morphology*. Taxon 55 (3): 617-642.
- Kadereit G., Ball P., Beer S., Mucina L., Sokoloff D., Teege P., Yaprak H.E. & Freitag H., 2007 - *A taxonomic nightmare comes true: phylogeny and biogeography of glassworts (Salicornia L., Chenopodiaceae)*. Taxon 56 (4): 1143-1170.
- Kaligarič M., Bohanec B., Simonovik B. & Šajna N., 2008 - *Genetic and morphologic variability of annual glassworts (Salicornia L.) from the Gulf of Trieste (Northern Adriatic)*. Aquatic Bot. 89: 275-282.
- Kaligarič M. & Škornik S., 2007 - *Vegetation of tall rush saltmarshes (Juncetea maritimae) and saltmarsh scrubs (Arthrocnemetea fruticosae) on the Slovenian seacoast*. Annales Ser. hist. nat. 17, 1: 47-58.
- Khan M.A., Weber D.J., (ed.), 2006 - *Ecophysiology of high salinity tolerant plants*. Series: Tasks for vegetation science. Vol. 40. New York. 399 pp. Springer.
- Kirwan M.L. & Megonigal J.P., 2013 - *Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise*. Nature, 504 (7478): 53 - 60. doi:10.1038/nature12856.
- Lazzari G., Merloni N., Saiani D., 2011 - *Flora dei Siti Natura 2000 di Foce Reno e Foce Bevano. Parco Delta del Po*. Quaderni dell'IBIS, n.5, Associazione di volontariato L'Arca, Ravenna. Stampa Full Print, Ravenna.
- Lazzari G., Merloni N., Saiani D., 2012 - *Flora dei Siti della Rete Natura 2000 della fascia costiera ravennate - Parco Delta del Po - Emilia Romagna*. Quaderni dell'IBIS, n.6, Associazione di volontariato L'Arca, Ravenna. Stampa Full Print, Ravenna.
- Lush M. J., Haynes T. A. & Lush C. E., 2016 - *Spartina anglica and its management in estuarine Natura 2000 sites: an update of its status and monitoring future change in England*. Improvement Programme for England's Natura 2000 Sites (IPENS) - Planning for the Future IPENS041.
- Maarel van der E., 1979 - *Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity*. Vegetatio, 39:97-114.
- Merloni N., 2007 - *Gli habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) nella Riserva Naturale Sacca di Bellocchio (province di Ravenna e Ferrara)*. Fitosociologia 44 (2) Suppl. 1: 83-88.
- Merloni N. & Piccoli F., 2007 - *Comunità vegetali rare e minacciate delle stazioni ravennate del Parco del Delta del Po (Regione Emilia-Romagna)*. In: *Conservazione e recupero degli habitat costieri. Analisi e metodologie a confronto*. Fitosociologia, vol. 44 (1): 67-76.
- Merloni N., Rigoni P., Zanni F., 2015 - *La vegetazione delle dune litoranee nella Riserva Naturale di Foce Bevano*. In: Nobili G. (ed.), 2015 - *Spiagge e dune dell'Alto Adriatico*. Corpo Forestale dello Stato - Ufficio territoriale per la Biodiversità, Punta Marina Terme - Ravenna. Pp. 79-98.
- Merloni N. & Speranza M., 2009 - *La biodiversità: le specie vegetali*. In: *Foce Bevano; l'area naturale protetta e l'intervento di salvaguardia*. Regione Emilia-Romagna. Servizio Difesa del Suolo della Costa e Bonifica.
- Moquin-Tandon A., 1849 - *Salsolaceae*. In: Candolle de A., (ed.), *Prodromus Systematis Naturalis Regni Vegetabilis*, 13: 41-464.
- Moreno J., Terrones A., Juan A. & Alonso M.A., 2018 - *Halophytic plant community patterns in Mediterranean saltmarshes: shedding light on the connection between abiotic factors and the distribution of halophytes*. Plant Soil, 430: 185-204.

- Murakeözy E.P., Ainouche A., Meudec A., Deslandes E. & Poupart N., 2007 - *Phylogenetic relationships and genetic diversity of the Salicornieae (Chenopodiaceae) native to the Atlantic coasts of France*. Pl. Syst. Evol. 264: 217-237.
- Oberdorfer E., 1952 - *Beitrag zur Kenntnis der Nordägäischen Küstenvegetation*. Vegetatio 3 (6): 329-348.
- Papini A., Trippanera G., Maggini F., Filigheddu R. & Biondi E., 2004 - *New insights in Salicornia L. and allied genera (Chenopodiaceae) inferred from nrDNA sequence data*. Plant Biosyst. 138: 215-223.
- Pellizzari M., Merloni N., Piccoli F., 1998 - *Vegetazione alonitrofila perenne nel Parco del Delta del Po (Ord. Juncetalia maritimi, All. Elytrigio athericae - Artemision coerulescentis)*. Colloque Phytosociologique, XXVIII: 1085-1096.
- Perez-Lahiguera J.A., Pastor-Lopez A., Ferrandez-Castello D., 2009 - *Is Halocnemum strobilaceum (Pall.) M. Bieb. a good flagship species for conservation of biological diversity in coastal wetlands ecosystems? A perspective from Wadi sites in Spain, Italy and Tunisia*. In: Scapini F., Boffa J.M., Cassar L.F., Conrad E., Nardi M., (ed.) - *Sustainable management of Mediterranean coastal fresh and transitional water bodies: A socio-economic and environmental analysis of changes and trends to enhance and sustain stakeholder benefits*. Firenze: University Press. pp. 91-107.
- Peterson P.M., Romaschenko K., Herrera-Arrieta Y. & Saarela J.M., 2014 - *A molecular phylogeny and new subgeneric classification of Sporobolus (Poaceae: Chloridoideae: Sporobolinae)*, Taxon 63 (6): 1212-1243.
- Piccoli F., Merloni N., Godini E., 1991 - *Carta della vegetazione della Sacca di Goro*. Estratto da: *Studio integrato sull'ecologia della Sacca di Goro*. pp.173-204, Franco Angeli, Milano.
- Piccoli F., Merloni N. & Pellizzari M., 1994 - *The vegetation of the Comacchio Saltern (N-Adriatic Coast)*. Ecol. Med. 20: 85-94.
- Piccoli F., Merloni N., Corticelli S., 1999a - *Carta della vegetazione 1:25.000 della stazione Pineta di San Vitale e Pialasse di Ravenna (Parco Regionale del Delta del Po)*. Regione Emilia-Romagna, Bologna.
- Piccoli F., Pellizzari M., Dell'Aquila L., Corticelli S., 1999b - *Carta della vegetazione del Parco Regionale del Delta del Po. Stazioni Centro Storico e Valli di Comacchio. Scala 1:35.000*. Regione Emilia-Romagna, Bologna.
- Pignatti S., 1952 - *Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale con particolare riguardo alla vegetazione litoranea*. Arch. Bot. 28 (4): 265-329.
- Pignatti S., 1953 - *Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale con particolare riguardo alla vegetazione litoranea. Continuazione*. Arch. Bot. 29 (3): 129-174.
- Pignatti S., 1959 - *Ricerche sull'ecologia e sul popolamento delle dune del litorale di Venezia. Il popolamento vegetale*. Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia 12: 61-142.
- Pignatti S., 1982 - *Flora d'Italia*, 3 voll. Edagricole, Bologna.
- Pignatti S., Guarino R. & La Rosa M., 2017-2019 - *Flora d'Italia*, 2ª Edizione. Edagricole - Edizioni Agricole di New Business Media, Bologna.
- Piirainen M., Liebisch O., Kadereit G., 2017 - *Phylogeny, biogeography, systematics and taxonomy of Salicornioideae (Amaranthaceae/Chenopodiaceae) - A cosmopolitan, highly specialized hygrohalophyte lineage dating back to the Oligocene*. Taxon, 66 (1): 109-132.
- Pirone G., Ciaschetti G., Di Martino L., Cianfaglione K., Giallonardo T., Frattaroli A.R., 2014 - *Contribution to the knowledge of the coastal vegetation of Abruzzo (central Adriatic)*, Plant Sociology 51 (1): 57-64.
- Podani J., 2007 - *Analisi ed esplorazione multivariata dei dati in ecologia e biologia*. Liguori editore, pp. 515.
- Poldini L., Vidali M., Fabiani M.L., 1999 - *La Vegetazione del litorale sedimentario del Friuli-Venezia Giulia (Ne Italia) con riferimenti alla regione Alto-Adriatica*. Studia Geobotanica 17: 3-68.
- Proença B., Ganthly F., Richard Michalet R. & Sottolichio A., 2021 - *Observations of Tidal Flat Sedimentation within a Native and an Exotic Spartina Species*. Water, 13, 1566.
- Redondo-Gómez S., Castillo J.M., Luque C.J., Luque T., Figueroa E., Davy A.J., 2007 - *Fundamental niche differentiation in subspecies of Sarcocornia perennis on a salt marsh elevational gradient*. Marine Ecology Progress Series 347: 15-20.
- Sánchez J.M., Izco J. & Medrano M., 1996 - *Relationships between vegetation zonation and altitude in a salt-marsh system in northwest Spain*. Journ. of Veget. Scien. 7: 695-702.
- Scarton F., Ghirelli L., Cavalli I., Cazzin M., Scattolin M., 2004 - *Spartina x townsendii, nuova alofita per la laguna di Venezia: distribuzione al 2003*. Boll. Museo Civ. di Storia Naturale di Venezia 55: 17-28.
- Sciandrello S., 2020 - *Coastal saltmarsh vegetation in Sicily (Italy): phytosociological insights and plant diversity*, Plant Biosystems 154:6, 860-876.

- Sciandrello S., Musarella C.M., Puglisi M., Spampinato G., Tomaselli V., Minissale P., 2019 - *Updated and new insights on the coastal halophilous vegetation of southeastern Sicily (Italy)*. *Plant Sociology* 56 (2): 81-98.
- Sciandrello S., Tomaselli V., 2014 - *Coastal salt marshes plant communities of the Salicornietea fruticosae class in Apulia (Italy)*. *Biologia* 69/1: 53-69.
- Sciuto K., Wolf M.A., Sfriso A., Brancaloni L., Iberite M. & Iamónico D., 2023 - *Molecular and Morphometric Update on Italian Salicornia (Chenopodiaceae), with a Focus on the Species S. procumbens s.l.* *Plants*, 12 (2): 375.
- Silvestri S., Defina A. & Marani M., 2005 - *Tidal regime, salinity and salt marsh plant zonation*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62: 119-130.
- Simeoni U., Tessari U., Corbau C., Tosatto O., Polo P., Teatini P., 2017 - *Impact of land subsidence due to residual gas production on surficial infrastructures: The Dosso degli Angeli field study (Ravenna, Northern Italy)*. *Engineering Geology*, 229: 1-12.
- Simonetti G., Musi F., 1969-70 - *Segnalazione di Spartina juncea Willd. nuova per il litorale veneto*. *Atti Ist. Veneto Sc. Lett. ed Arti*, CXXVIII: 87-95.
- Steffen S., Ball P., Mucina L. & Kadereit G., 2015 - *Phylogeny, biogeography and ecological diversification of Sarcocornia (Salicornioideae, Amaranthaceae)*. *Ann. Bot.-London* 115: 358-363.
- Stace C., 2010 - *New Flora of the British Isles*, 3rd ed. Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp. 1266.
- Strain E.M.A., van Belzen J., Comandini P., Wong J., Bouma T.J. & Airoidi L., 2017 - *The role of changing climate in driving the shift from perennial grasses to annual succulents in a Mediterranean saltmarsh*. *Journal of Ecology*, 105 (5), pp.1374-1385.
- Strong D.R., Ayres D.R., 2013 - *Ecological and evolutionary misadventures of Spartina*. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 44:389-410.
- Teatini P., Ferronato M., Gambolati G., Bertoni W., Gonella M., 2005 - *A century of land subsidence in Ravenna, Italy*. *Environ. Geol.* 47: 831-846.
- Teege P., Kadereit J.W. & Kadereit G., 2011 - *Tetraploid European Salicornia species are best interpreted as ecotypes of multiple origin*. *Flora* 206: 910-920.
- Todaro C., 1873 - *Adnotationes ad indicem seminum horti regii botanici panormitani ann. MDCCCLXXII*. - *Nuov. Giorn. Bot. Ital.* 5: 156-160.
- Tomaselli V., Urbano M., Sciandrello S., Wagensommer R.P., Costanzo E., Albano A., Medagli P., Mele C., Di Pietro R., 2010 - *Cartografia tematica ed analisi del paesaggio vegetale ed agricolo del Parco Naturale Regionale "Saline di Punta della Contessa" (Brindisi - Puglia)*. *Quad. Bot. Amb. Appl.*, 21 (2010): 53-76.
- Tomaselli V. & Sciandrello S., 2017 - *Contribution to the knowledge of the coastal vegetation of the SIC IT9110005 "Zone Umide della Capitanata" (Apulia, Italy)*, *Plant Biosystems*, 151, 4: 673-694.
- Vagge I., Biondi E., 1999 - *La vegetazione delle coste sabbiose del Tirreno settentrionale italiano*. *Fitosociologia* 36 (2): 61-96.
- Van der Maarel E., 1979 - *Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effect on community similarity*. *Vegetatio* 39: 97-114.
- Viciani D. & Lombardi L., 2001 - *La vegetazione della palude di Orti-Bottagone (Piombino, Toscana meridionale) e la sua importanza botanica ai fini conservazionistici*. *Parlatorea* 5: 101-118.
- Vince S.W. & Snow A.A., 1984 - *Plant zonation in an Alaskan salt marsh. I - Distribution, abundance and environmental factors*. *Journal of Ecology*, 12: 651-667.
- Wong J.X.W., Costantini F., Merloni N., Savelli L., Geelen D. & Airoidi L., 2018 - *The widespread and overlooked replacement of Spartina maritima by non-indigenous S. anglica and S. townsendii in north-western Adriatic saltmarshes*. *Biol. Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1654-3>.
- Yaprak A.E. & Kadereit G., 2008 - *A new species of Halocnemum M.Bieb. (Amaranthaceae) from southern Turkey*. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 158: 716-721.

Kosteletzkya pentacarpos (L.) Ledeb Ibisco palustre

Sinonimi: *Hibiscus pentacarpos* L.; *Pavonia pentacarpos* Poir.; *Pavonia veneta* Spreng.; *Pentagonocarpus zannichelii* Parl.

Lisa Brancaleoni¹, Renato Gerdol¹ & Anna Corli²

¹Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Prevenzione, Università degli Studi di Ferrara, Corso Ercole I D'Este, 32 44121 Ferrara

²Dipartimento di Scienze della Terra, Università di Pavia, via S. Epifanio 14, I-27100 Pavia

Classificazione APG IV

Malvales,

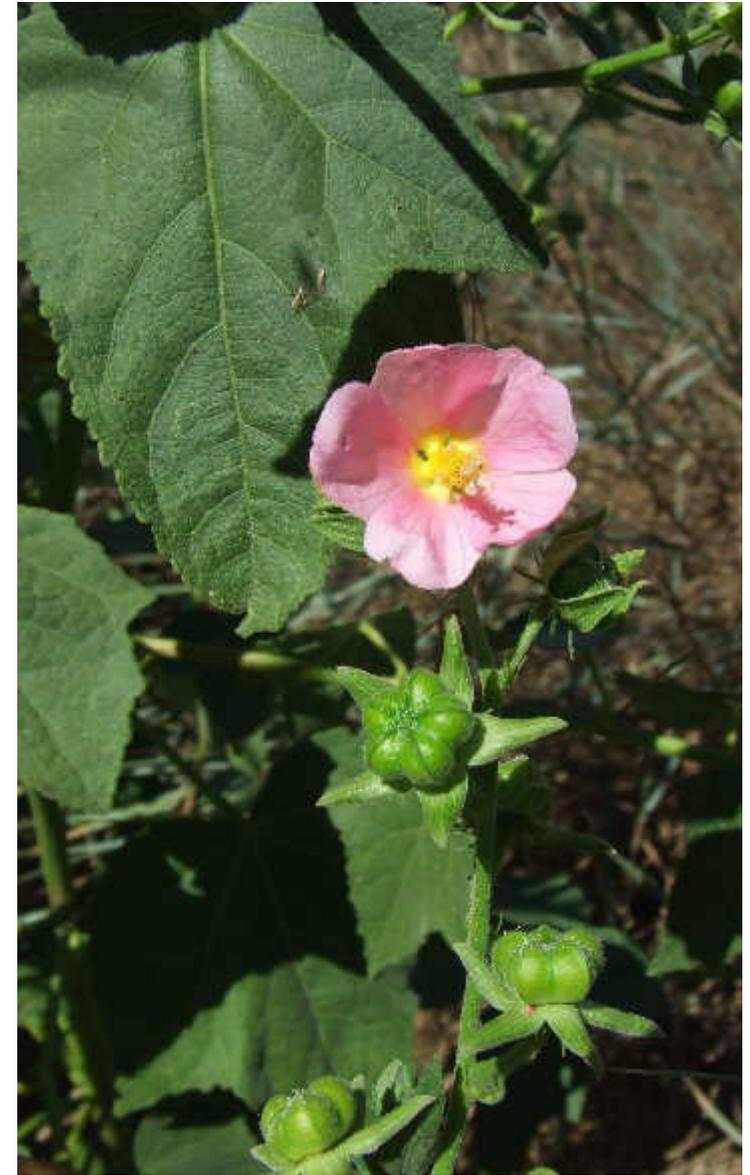
Malvaceae,

Malvoideae,

Hibisceae

È una emicriptofita suffruticosa alotollerante alta anche 2 m. L'apparato radicale comprende un sottile rizoma da cui emergono diversi getti in tarda primavera (tra aprile e giugno) e il ciclo biologico si completa in ottobre. I fusti sono cavi, elastici e la pianta è riccamente ramificata fin dalla base. Le foglie cauline sono ovato-triangulari (4-8 x 6-12 cm), con 3-5 lobi, crenulate e picciolate, le superiori subastate. I fiori solitamente sono numerosi (fino a 50 per germoglio) solitari o in cime con segmenti dell'epicalice lineari, sepali ovati e petali (2 cm) roseo-violetti. Il frutto è una capsula con 5 angoli contenente 5 semi neri, striati e reniformi (Pignatti, 2017, Ercole et al., 2013). Il numero vitale di semi è influenzato da diversi parassiti sia insetti come *Oxycarenus lavaterae*, che causa l'aborto del seme prima della maturazione, sia funghi che crescono sulla superficie (Pino & de Roa 2007). I semi di *Kosteletzkya pentacarpos* possiedono una camera aerifera che permettono il galleggiamento (Poljakoff-Mayber et al. 1992). I tegumenti del seme lo rendono impermeabile per un certo periodo di tempo (Poljakoff-Mayber et al. 1994), caratteristica che permette la dispersione anche negli ambienti salmastri. A fine giornata, in assenza di impollinazione esogena, *K. pentacarpos* effettua l'auto-impollinazione incurvando gli stili e inserendo gli stigmi nella massa pollinica (Ruan et al. 2008a, 2011).

N. cromosomico: 19, diploide.



Habitat ed ecologia: delta fluviali, estuari e aree costiere, interdune sabbiose, lagune, paludi subsalsi del litorale, spesso associata a *Phragmites australis* e *Juncus* sp., suoli subsalsi, anche parzialmente inondati e ricchi di nutrienti. È specie poco tollerante l'ombreggiamento, tendenzialmente eliofila.

Distribuzione

Specie eurasiatica perenne con areale di distribuzione molto frazionato distribuito tra gli Stati Uniti meridionali, le coste del Mediterraneo (Spagna, Italia, Corsica) fino all'Asia occidentale sulle coste del Mar Nero e del Mar Caspio (Kikvidze & Ohsawa, 2001).

La specie americana *K. virginica* è considerata sinonimo di *K. pentacarpos* (Blanchard 2008, Neubig et al., 2015), ma ulteriori ricerche, comprese le analisi genetiche, sono in fase di svolgimento per capire la vera origine della specie, il suo inquadramento tassonomico e il suo status di specie nativa o alloctona.

In Italia agli inizi del XX secolo era diffusa in 6 regioni, nel 2005 in 3 e attualmente solo in Veneto ed Emilia-Romagna (si veda Ercole et al. 2013 per i dettagli sulla distribuzione e la contrazione degli areali in Italia).

Importanza economica

Negli ultimi tempi l'interesse per *Kosteletzkya pentacarpos* è aumentato per il suo generale potenziale economico (Halchak et al. 2011). Per la sua tolleranza al sale (Somers 1978, Grant & Somers 1981, Gallagher 1985, Blits et al. 1993, Poljakoff-Mayber et al. 1994) *K. pentacarpos* può essere seminata su suoli non coltivabili, è fonte di fibre estratte dal fusto (in passato era usata come fibra per corde e reti), i semi sono ricchi di olii utilizzati per la produzione di biodiesel e cibo per animali (Nekrasova & Pankova 1949, Islam et al. 1982, Ruan et al. 2008b).

Stato di protezione

Allegati II e IV Direttiva "Habitat" (L. 92/43/CEE)

Allegato I Convenzione Berna (1979)

Lista Rossa Europea: VU, vulnerabile (Bilz et al., 2011)

Categoria Globale IUCN: LC (Matchutadze, 2014)

Stato di conservazione in Italia al 2013

Le stazioni in Emilia-Romagna ricadono nei vincoli di protezione delle aree protette delle Riserve Naturali dello Stato Po di Volano e Bosco della Mesola, nel Parco Regionale del Delta del Po Emilia-Romagna. È specie oggetto di conservazione *ex situ* in Orti Botanici (es. Ferrara) e banche del germoplasma di progetti di ricerca e di reintroduzione in Spagna (delta del Llobregat, Catalogna, Pino & De Roa, 2007), Corsica (Fenu et al., 2019) e Italia (Riserva Naturale Bosco della Mesola, Brancaleoni et al., 2018)

Trend e fattori di rischio

L'attuale trend delle popolazioni mondiali è in diminuzione, in particolare si assiste ad una riduzione degli individui maturi oltre che a una riduzione dell'estensione della qualità degli habitat.

Le cause sono diverse, alcune intrinseche alla specie e altre esterne:
Banca semi superficiale e effimera

Riproduzione dipendente dalla produzione di semi che però è fluttuante

Rapido declino della fecondità con l'età

Produzione di semi limitata dall'attacco di insetti

Scarsa conoscenza dei fattori ambientali e intrinseci delle specie perenni vulnerabili degli habitat umidi

Diffusione e competizione con specie alloctone invasive

Perdita dell'habitat per evoluzione naturale, cambiamenti climatici, disturbo antropico in aree costiere (es. urbanizzazione, attività lavorative e ricreative)

Inquinamento delle acque derivante in particolare dall'agricoltura.



Bibliografia

- Bilz M., Kell S.P., Maxted N. & Lansdown R.V. 2011. European red list of vascular plants. Publications Office of the European Union, Luxembourg
- Blanchard J.O.Jr. 2008. Innovations in Hibiscus and *Kosteletzkya* (Malvaceae, Hibisceae). *Novon*, 18(1), 4-8
- Blits K.C., Cook D.A. & Gallagher J.L. 1993. Salt tolerance in cell suspension cultures of the halophyte *Kosteletzkya virginica*. *Journal of Experimental Botany* 44: 681–686.
- Brancaleoni L., Gerdol R., Abeli T., Corli A., Rossi G. & Orsenigo S. 2018. Nursery pre-treatment positively affects reintroduced plant performance via plant pre-conditioning, but not via maternal effects. *Aquatic Conservation* 28: 641-650
- Ercole S., Giacanelli V., Bertani G., Brancaleoni L., Croce A., Fabrini G., Gerdol R., Ghirelli L., Masin R., Mion D., Santangelo A., Sbrulino G., Tomei P.E., Villani M. & Wagensommer R.P. 2013. *Kosteletzkya pentacarpos* (L.) Ledeb. In: *Informatore Botanico Italiano*, 45(1), 159-162
- Fenu G., Bacchetta G., Charalambos C., Fournaraki C., Giusso del Galdo G.P., Gotsiou P., Kyrtzias A., Piazza C., Vicens M., Pinna M.S. & de Montmollin B. 2019. An early evaluation of translocation actions for endangered plant species on Mediterranean islands. *Plant Diversity* 41, 94-104
- Gallagher J.L. 1985. Halophytic crops for cultivation at seawater salinity. *Plant and Soil* 89: 323–336. doi: 10.1007/BF02182251
- Grant D.M. & Somers G.F. 1981. Salinity, aeration and the growth of *Kosteletzkya virginica*. *Plant Physiology, Supplement* 67: 18.
- Halchak J.L., Seliskar D.M. & Gallagher J.L. 2011. Root system architecture of *Kosteletzkya pentacarpos* (Malvaceae) and belowground environmental influences on root and aerial growth dynamics. *American Journal of Botany* 98: 163–174. doi: 10.3732/ajb.1000031.
- Islam M.N., Wilson C.A. & Watkins T.R. 1982. Nutritional evaluation of seashore mallow seed, *Kosteletzkya virginica*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 30: 1195–1198. doi: 10.1021/jf00114a048
- Kikvidze Z. & Ohsawa M. 2001. Richness of Colchic vegetation: comparison between refugia of south-western and East Asia. *BMC Ecology* 1: 6.
- Matchutadze I. 2014. *Kosteletzkya pentacarpos*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T161916A22569735.
- Nekrasova V.L. & Pankova I.A. 1949. Several fiber plants from the family Malvaceae. *Trudy Botanicheskogo Instituta Akademii Nauk SSSR, Ser. 5, Rastitel'noe Syr'e* 2: 20–53.
- Neubig K.M., Blanchard O.J.Jr, Whitten W.M. & Mcdaniel S.F. 2015. Molecular phylogenetics of *Kosteletzkya* (Malvaceae, Hibisceae) reveals multiple independent and successive polyploid speciation events. *Botanical Journal of the Linnean Society*.
- Pignatti S. 2017. *La Flora d'Italia*. Vol. 2. 2a edizione. Edagricole-New Business Media, Bologna
- Pino J. & de Roa E. 2007. Population biology of *Kosteletzkya pentacarpos* (Malvaceae) in the Llobregat delta (Catalonia, NE of Spain). *Plant Ecology* 188: 1-16.
- Poljakoff-Mayber A, Somers G.F., Werker E. & Gallagher J.L. 1992. Seeds of *Kosteletzkya virginica* (Malvaceae): their structure, germination and salt tolerance. I. Seed structure and germination. *American Journal of Botany* 79: 249–256. doi: 10.2307/2445012
- Poljakoff-Mayber A, Somers G.F., Werker E., Gallagher J.L. 1994. Seeds of *Kosteletzkya virginica* (Malvaceae): their structure, germination and salt tolerance. II. Germination and salt tolerance. *American Journal of Botany* 81: 54–59. doi: 10.2307/2445562
- Ruan C-J, Chen S-C, Li Q, Teixeira da Silva JA (2011) Adaptive evolution of context-dependent style curvature in some species of the Malvaceae: a molecular phylogenetic approach. *Plant Systematics and Evolution* 297: 57–74. doi: 10.1007/s00606-011-0499-y
- Ruan C-J, Li H. & Mopper S. 2008a. The impact of pollen tube growth on stigma lobe curvature in *Kosteletzkya virginica*: The best of both worlds. *South African Journal of Botany* 74: 65–70. doi: 10.1016/j.sajb.2007.08.012
- Ruan C.-J., Li H., Guo Y.-Q., Qinn P., Gallagher J.L., Seliskar D.M., Lutts S. & Mahy G. 2008b. *Kosteletzkya virginica*, an agroecoengineering halophytic species for alternative agricultural production in China's east coast: ecological adaptation and benefits, seed yield, oil content, fatty acid and biodiesel properties. *Ecological Engineering* 32: 320–328.
- Somers G.F. 1978. Natural halophytes as a potential resource for new salt-tolerant crops: some progress and prospects. In: Hollaender A, Aller JC, Epstein E, San Pietro A, Zaborsky OR (Eds) *The biosaline concept*. Plenum Press, New York, 101–115.

Habitat di transizione e specie a rischio di estinzione: *Kosteletzkya pentacarpos* (L.) Ledeb.

Lisa Brancaleoni & Renato Gerdol

*Dipartimento di Scienze dell’Ambiente e della Prevenzione, Università degli Studi di Ferrara,
Corso Ercole I D’Este, 32 44121 Ferrara*

PREMESSA

La stretta interazione tra le terre emerse e il mare che caratterizza i territori del Delta del Po, antico e moderno, determina la formazione di una ricca varietà di habitat naturali di transizione, modellati e influenzati sia da fattori marini che terrestri. Si tratta di ambienti fragili particolarmente interessati dal cambiamento climatico con perdita di ecosistemi naturali per erosione, inondazione e invasione di specie alloctone (IPCC, 2021). Per questi motivi le aree di transizione sono sottoposte ad un elevato regime di tutela sia a livello nazionale che europeo (Riserve Naturali dello Stato, S.I.C., Z.P.S., Zone Ramsar, Parchi), per garantire il rispetto della biodiversità ambientale, delle specie animali e vegetali. È questo infatti l’habitat di specie altamente specializzate in grado di adattarsi alla variabilità dei fattori ambientali e di specie rare sia per la loro limitata diffusione naturale sia per la contrazione del loro areale dovuto per lo più a cause antropiche. Ne è un esempio *Kosteletzkya pentacarpos* (L.) Ledeb. o ibisco litorale, specie ritenuta estinta in Emilia-Romagna e ritrovata nel 2012 nei canneti e nei prati umidi delle Riserve Naturali “Po di Volano” e “Bosco della Mesola” (nel 2013), in provincia di Ferrara.

INTRODUZIONE

K. pentacarpos è una pianta erbacea perenne alotollerante alta fino a 1.5 m inclusa nella Famiglia delle *Malvaceae* (Fig. 1a, b). L’apparato sotterraneo è costituito da un sottile rizoma da cui emergono diversi germogli in tarda primavera (tra aprile e giugno) e il ciclo biologico si completa in ottobre. I fiori sono solitari, solitamente numerosi (anche 50 per germoglio) e sviluppano una capsula con 5 angoli contenente 5 semi (Pignatti, 2017). Il numero vitale di semi è influenzato da diversi parassiti, sia insetti come *Oxycarenus lavaterae* che causa l’aborto del seme prima della maturazione, sia funghi che crescono sulla superficie (Monés, 1998). I semi inoltre possiedono una camera aerifera che permette il galleggiamento (Poljakoff-Mayber et al. 1992), mentre i tegumenti rendono i semi impermeabili per un certo periodo di



Fig. 1a) Lido di Volano, *Kosteletzkya pentacarpos*

tempo (Poljakoff-Mayber et al. 1994), facilitandone la dispersione anche negli ambienti salmastri. La pianta non presenta riproduzione vegetativa, sembra inoltre che la durata di vita sia di ca. 5 anni.

K. pentacarpos è una specie eurasiatica con areale molto frammentato con poche stazioni localizzate sulle coste del Mediterraneo (Spagna, Italia, Corsica) fino al Mar Nero (Georgia, Russia). In Italia agli inizi del XX secolo era diffusa in 6 regioni, nel 2005 in 3 e attualmente è confermata solo in Veneto ed Emilia-Romagna (Ercole et al. 2013).

La progressiva perdita di habitat in particolare delle aree umide in Europa, ha aumentato l'attenzione per la conservazione *in situ* ed *ex situ* delle specie più vulnerabili che sono state anche incluse nelle direttive europee (1979, 1992) e nelle liste rosse europee, nazionali e regionali. *K. pentacarpos* è infatti inserita negli Allegati II e IV della Direttiva Habitat (1992, L. 92/43/CEE), nell'Allegato I della Convenzione di Berna (1979, 1992), nella Lista Rossa Europea delle Piante Vascolari è definita Vulnerabile (Vu; Bilz et al., 2011), mentre in Italia la categoria di rischio è Critico (CR; Rossi et al., 2016). La Convenzione sulla Biodiversità Biologica (CBD, 1992), le strategie globali (GSPC) ed europee (ESPC) per la conservazione della biodiversità vegetale sottolineano la necessità di migliorare la gestione e di incrementare la conservazione *ex situ* delle specie a rischio, strategia condivisa dall'agenda 2030 dell'Unione Europea per lo sviluppo sostenibile.

Materiali e Metodi

Per sviluppare un piano di conservazione ottimale per *K. pentacarpos*, nel 2013 è iniziato uno studio sull'ecologia e la fenologia delle popolazioni rinvenute nella Riserva Naturale di Volano per identificare i fattori ambientali e intrinseci alla specie che possono incidere sulla capacità adattativa e la stabilità delle popolazioni. Le due popolazioni naturali presenti a Volano sono state inoltre confrontate con quella coltivata "*ex situ*" presso l'Orto Botanico di Ferrara.

Il monitoraggio è iniziato a fine luglio 2013 (dall'inizio della fioritura) e si è concluso ad ottobre (fase di senescenza). I fattori ecologici misurati sono: pH, livello della falda, salinità e conducibilità elettrica dell'acqua, concentrazione dei nutrienti nell'acqua e nel suolo (NO₃, NH₄ e PO₄, determinati mediante l'analizzatore a flusso continuo Flowsys Systea e analizzati mediante un'Anova ad una via), la temperatura delle foglie e la fotosintesi netta (analizzatore all'infrarossi Irga, LCA4, ADC, analisi statistica mediante un'Anova a due vie popolazione e mese). Gli stadi fenologici sono stati registrati applicando la scala BBCH (Biologische Bundesanstalt, Bundessortenamt and Chemical Industry, 2001) adattata per *K. pentacarpos* (Tab. 1). La scala BBCH suddivide il ciclo biologico di una pianta in dieci stadi di sviluppo principali indicati da 0 a 9 a loro volta contenenti dieci stadi di sviluppo secondari sempre da 0 a 9.

Codice 5	Sviluppo gemme fiorali
51	Gemme fiorali visibili
55	Fiori chiusi
59	Fiori chiusi, petali visibili
Codice 6	Fioritura
61	Inizi fioritura 10%
65	Piena fioritura 50%
69	Fine fioritura, frutto visibile
Codice 7	Fruttificazione
71	Frutto interno al calice
75	Frutto sviluppato, verde, calice aperto
79	Frutto di dimensioni finali, calice arretrato
Codice 8	Maturazione frutto
81	Inizio colorazione frutto
85	Frutto marrone/nero ma non cartaceo
89	Frutto nero, cartaceo con aperture; in abscissione
Codice 9	Senescenza
91	Inizio caduta foglie
95	Senescenza avanzata 50%
99	Organi epigei morti

Tab. 1. Scala fenologica BBCH riferita agli stadi riproduttivi adattata per *Kosteletzkya pentacarpos*

RISULTATI

I dati registrati evidenziano come le popolazioni naturali di Volano crescano su un suolo sabbioso a diverso contenuto di limo e argilla con un pH leggermente acido (Tab. 2).

	Nutrienti Suolo* ppm			Nutrienti Acqua* ppm		
	NH ₄	NO ₃	PO ₄	NH ₄	NO ₃	PO ₄
Volano	0.99 ± 0.07	8.22 ± 0.01	4.27 ± 0.01	0.45 ± 0.01	0.26 ± 0.01	0.01 ± 0.001
Volano E	8.37 ± 0.01	0.92 ± 0.01	1.74 ± 0.01	0.47 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.03 ± 0.001
Volano W	1.19 ± 0.02	3.60 ± 0.02	6.72 ± 0.02	0.33 ± 0.01	0.36 ± 0.01	0.04 ± 0.001
Orto Botanico	0.80 ± 0.01	1.12 ± 0.01	12.98 ± 0.02	1.15 ± 0.01	0.01 ± 0.001	0.04 ± 0.001

Tab. 2. Media (± ES) delle concentrazioni di NH₄, NO₃ e PO₄ nel suolo e nell'acqua delle popolazioni di Volano e dell'Orto Botanico di Ferrara.

*: Anova 1-via - livello di significatività $P \leq 0.001$

Le concentrazioni dei nutrienti nel suolo indicano differenze tra gli habitat con una maggiore concentrazione di NH₄ nella popolazione di interduna dove il suolo è più ricco di humus e vi è spesso ristagno idrico rispetto alle popolazioni che crescono ai margini del canneto (Volano e Volano W) dove invece è più abbondante NO₃ (Tab. 2), che favorisce un maggiore sviluppo in altezza della pianta e delle ramificazioni secondarie. Le concentrazioni dei nutrienti nell'acqua rispecchiano in generale quelli del suolo con valori di PO₄ bassi in tutte le popolazioni, di NO₃ più elevati per le popolazioni di canneto lungo il Po di Volano che probabilmente riceve un maggiore input di azoto dai campi coltivati rispetto all'acqua di falda dell'interduna, dove invece i livelli sono paragonabili a quelli dell'Orto Botanico. L'acqua di irrigazione dell'Orto Botanico (che corrisponde a quella di falda) invece registra un'elevata concentrazione di NH₄.

Anche l'analisi delle acque evidenzia l'ampiezza ecologica della specie in grado di tollerare diverse concentrazioni di sali e la sua elevata adattabilità a vivere a contatto con acque a diversa concentrazione di



Fig. 1b) *Kosteletzkya pentacarpos*
Lido di Volano, particolare

	pH	Salinità g/L	Conducibilità mS
Volano	6.72	3.97	7.47
Volano E	6.70	9.25	16.52
Volano W	6.71	8.32	14.98
Orto Botanico	7.83	0.03	0.61

Tab. 3. Media del pH del suolo, salinità e conducibilità dell'acqua delle popolazioni di Volano e dell'Orto Botanico di Ferrara registrate all'apice della stagione vegetativa 2013

NaCl (Tab. 3), come tipico delle piante di habitat salmastri. Da notare infatti le notevoli differenze significative di concentrazione dei nutrienti nell'acqua e di NaCl dell'acqua di irrigazione dell'Orto Botanico (Tab. 3).

K. pentacarpus è in grado di sopportare un ampio range di fluttuazione della falda alternando periodi in cui il livello dell'acqua si abbassa di diversi cm al di sotto del piano id campagna (-26 cm) e altri periodi di innalzamento in cui la parte basale della pianta rimane sommersa dall'acqua (+25 cm) (Fig. 2).

Le condizioni macroclimatiche delle stazioni di campionamento non mostrano differenze significative (dati non riportati), mentre è interessante analizzare la temperatura fogliare come indicatore del microclima interno all'habitat (Fig. 3). I valori di temperatura fogliare sono significativamente più alti nelle popolazioni costiere, che crescono ai bordi del canneto, e quindi in pieno sole e più riparate dal vento, rispetto alle piante dell'Orto Botanico coltivate in un'area spesso in ombra e non circondate da fitta vegetazione. Le diverse temperature possono aver influito su una serie di variabili come la fotosintesi netta e il periodo di sviluppo fenologico tra gli individui coltivati e quelli spontanei (Fig. 4).

Le osservazioni fenologiche confermano che l'inizio della fioritura avviene nel mese di luglio (verso la fine del mese). Le piante raggiungono il massimo della fioritura in agosto con una fruttificazione scalare, per poi arrivare alla senescenza tra la fine di settembre e la prima metà di ottobre. Osservando il calendario fenologico delle varie popolazioni (Fig. 5) si può vedere come lo sviluppo fenologico in Orto Botanico sia leggermente ritardato rispetto a quello delle popolazioni costiere.

Grazie alla collaborazione con l'Università di Pavia (Prof. G. Rossi) e il Centro Flora Autoctona della regione Lombardia (CFA) è stato possibile creare una banca del germoplasma per la conservazione dei semi di queste popolazioni per un'ulteriore modalità di conservazione *ex situ* della biodiversità. La raccolta in natura è stata effettuata nel rispetto del protocollo di raccolta semi ENSCONET (2009) con un prelievo massimo del 20% dei semi. Prove di germinazione svolte a Pavia su una parte dei semi raccolti (dati non riportati) hanno evidenziato come la maggior parte dei semi raccolti da tutte le popolazioni fosse fertile mentre la popolazione con miglior performance è stata quella coltivata in Orto Botanico.

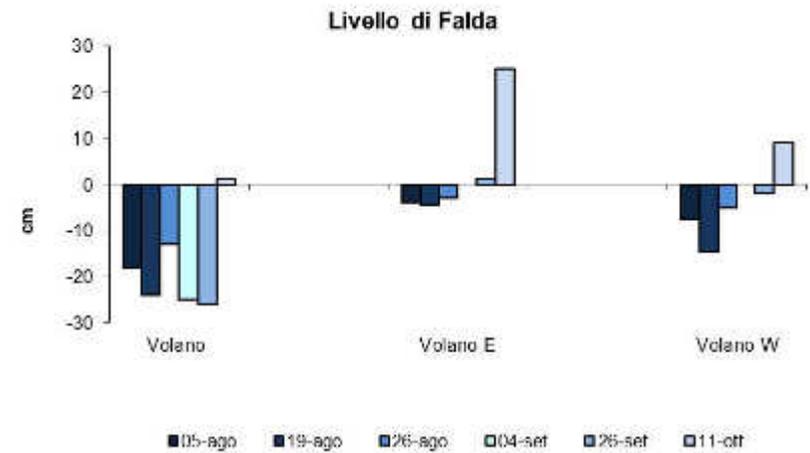


Fig. 2 - Livello medio della falda del 2013 nella stazione di Volano durante le fasi di fioritura, fruttificazione e senescenza di *Kosteletzkya pentacarpus*

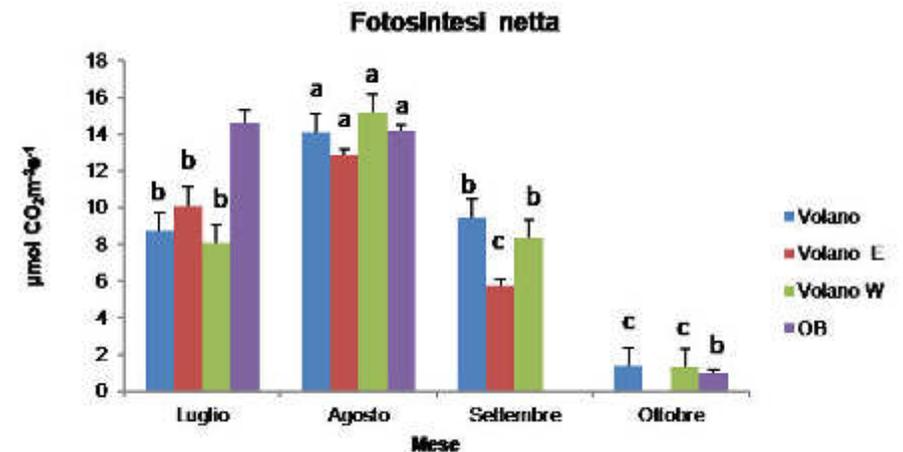


Fig. 3 - Media (+ES) della fotosintesi netta registrata nelle diverse popolazioni da luglio ad ottobre

Anova 2-vie popolazione - mese

Popolazione: $P = 0.48$

Mese: $P \leq 0.001$

Popolazione * Mese: $P \leq 0.001$

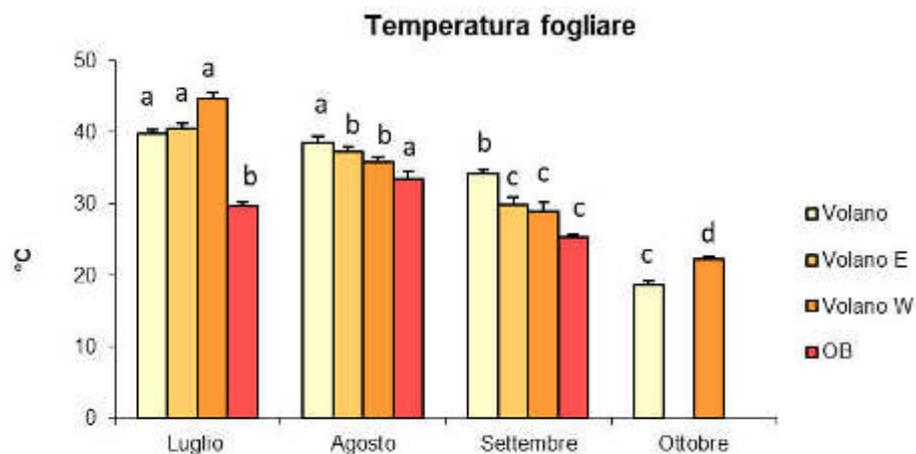


Fig. 4 - Media (+ES) della temperatura fogliare registrata nelle diverse popolazioni da luglio ad ottobre
 Anova 2-vie popolazione – mese
 Popolazione: $P > 0.05$
 Mese: $P \leq 0.001$
 Popolazione* Mese: $P \leq 0.001$

Fig. 5 (a destra) - Calendario fenologico dello sviluppo vegetativo e riproduttivo di *Kosteletzkya pentacarpos* per le popolazioni di Volano e dell'Orto Botanico di Ferrara

Codici:

BBCH1: sviluppo fogliare

BBCH5: formazione e sviluppo dei boccioli fiorali

BBCH6: fioritura

BBCH7: formazione e sviluppo dei frutti

BBCH8: maturazione dei frutti

BBCH9: senescenza

Volano	23-lug	31-lug	05-ago	19-ago	26-ago	04-set	26-set	11-ott	31-ott
BBCH1 (10-19)	Green	Green	Green	Green	Green	Green			
BBCH5 (50-59)	Pink	Pink	Pink	Pink	Pink	Pink			
BBCH6 (60-69)	Magenta	Magenta	Magenta	Magenta	Magenta	Magenta	Magenta		
BBCH7 (70-79)	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	
BBCH8 (80-89)			DarkBlue						
BBCH9 (90-99)							Brown	Brown	

Volano E	23-lug	31-lug	05-ago	19-ago	26-ago	04-set	26-set	11-ott	31-ott
BBCH1 (10-19)	Green	Green	Green	Green	Green	Green			
BBCH5 (50-59)	Pink	Pink	Pink	Pink	Pink				
BBCH6 (60-69)	Magenta	Magenta	Magenta	Magenta	Magenta				
BBCH7 (70-79)	Green	Green	Green	Green	Green	Green			
BBCH8 (80-89)		DarkBlue							
BBCH9 (90-99)							Brown	Brown	

Volano W	23-lug	31-lug	05-ago	19-ago	26-ago	04-set	26-set	11-ott	31-ott
BBCH1 (10-19)	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green		
BBCH5 (50-59)	Pink	Pink	Pink	Pink	Pink	Pink	Pink		
BBCH6 (60-69)	Magenta	Magenta	Magenta	Magenta	Magenta	Magenta	Magenta		
BBCH7 (70-79)	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green		
BBCH8 (80-89)		DarkBlue							
BBCH9 (90-99)								Brown	

OB	23-lug	31-lug	05-ago	19-ago	26-ago	04-set	26-set	11-ott	31-ott
BBCH1 (10-19)	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green		
BBCH5 (50-59)	Pink	Pink	Pink	Pink	Pink	Pink	Pink		
BBCH6 (60-69)		Magenta	Magenta	Magenta	Magenta	Magenta	Magenta		
BBCH7 (70-79)		Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	
BBCH8 (80-89)			DarkBlue						
BBCH9 (90-99)								Brown	Brown

DISCUSSIONE

Lo studio dell'ecologia, dei ritmi fenologici e della dinamica delle popolazioni di piante rare come *K. pentacarpus* è fondamentale per capire i fattori responsabili della riduzione del numero di individui e delle stazioni di crescita della specie. Se si pensa poi che le popolazioni della Riserva di Volano comprendono al massimo 30 individui (non tutti fertili, dati al 2012-2013; nel 2021 gli individui erano circa la metà) si capisce bene quanto sia importante intervenire in tempi brevi sia con piani di tutela e di conservazione della specie *in situ* nelle riserve naturali sia con la conservazione *ex situ* finalizzata alla reintroduzione.

Questo studio preliminare ha messo in evidenza l'elevata capacità adattativa di *K. Pentacarpus* che risulta in grado di crescere sia su suoli inondati che asciutti con diverse concentrazioni di nutrienti. Interessante anche la risposta a diversi livelli di NaCl, almeno allo stadio adulto. Numerosi studi sono stati condotti in America su *K. virginica* oggi sinonimizzata alla specie europea *K. pentacarpus* (Alexander et al., 2012). Se infatti *K. pentacarpus* presenta un'ottima performance sia in suoli subsalsi che in totale assenza di NaCl, la tolleranza dei semi ad alte concentrazioni di NaCl è molto bassa (Poljakoff-Mayber et al., 1994). La causa sembra essere una variazione della permeabilità dei tegumenti del seme che negli ambienti naturali è dovuta a variazioni di temperatura o a movimenti abrasivi, responsabili dell'interruzione della quiescenza con conseguenze sulla germinabilità (Poljakoff-Mayber et al., 1992).

La produzione di semi sembra essere notevolmente influenzata dalla presenza di parassiti e consumatori, che possono causare un sostanziale calo del numero finale di semi vitali (Monés, 1998). Nelle popolazioni dello Scanno di Volano è stata riscontrata la presenza di una specie particolarmente invasiva per i frutti di *K. pentacarpus*, *Oxycarenus lavaterae*, che si nutre del contenuto dei semi, causandone l'aborto prima della maturazione. In letteratura diversi sono gli studi effettuati sulla germinazione dei semi di *K. pentacarpus* condotti da Poljakoff-Mayer et al. (1992, 1994).

L'elevata variabilità dei semi di *K. pentacarpus* può essere stato un altro fattore che ha condizionato la vitalità dei semi. I trattamenti antiparassitari a cui vengono sottoposte le piante coltivate in Orto Botanico possono aver determinato un maggiore vigore della pianta e quindi una maggiore vitalità dei semi. Occorre però considerare che i semi germinati corrispondevano alla stagione vegetativa precedente (2012, in modo da avere un maggiore numero di repliche senza intaccare i semi delle popolazioni naturali). Inoltre i semi delle Malvaceae – caratterizzati da una dormienza di tipo fisico - hanno una maggiore capacità di germinazione se lungamente dormienti.

Le popolazioni di *K. pentacarpus* delle Riserve Naturali di Volano e Bosco della Mesola crescono in habitat tipici della specie quali il canneto o i prati subsalsi ma in una situazione di marginalità. In natura, la formazione di "aree vuote" (vegetation gap) con la riduzione della copertura vegetazionale rappresenta uno dei fattori che permette l'insediamento di specie meno competitive come *K. pentacarpus* favorendo

l'insediamento delle popolazioni, anche se l'emergenza dei semi dell'ibisco litorale è tollerante all'ombreggiamento (Pino & de Roa, 2007).

La salvaguardia della specie sembra dover puntare sulla conservazione delle popolazioni adulte per la mancanza di una banca semi persistente nel suolo e per una produzione incostante di semi contrastata anche da insetti fitofagi (Pino & de Roa, 2007, Pino et al., 2007). Nonostante la specie sia perenne infatti non è nota una riproduzione vegetativa da rizoma che è invece frequente in molte piante di aree umide (Eriksson 1992, Clevering 1995), limitando la strategia riproduttiva alla sola produzione annuale di semi.

Le differenze ambientali tra gli habitat costieri e l'Orto Botanico si rispecchiano anche nei ritmi fenologici. Si conferma così il ruolo del microclima nel determinare e regolare la fisiologia delle piante. La presenza di stress ambientali legati alla salinità e le maggiori temperature estive del microhabitat di canneto hanno probabilmente inciso sull'anticipo dei ritmi di fioritura e fruttificazione a Volano rispetto all'Orto Botanico che oltre a prolungare le fasi riproduttive ritarda la senescenza di due settimane.

K. pentacarpos, oltre a presentare importanza conservazionistica, potrebbe essere un esempio di sviluppo economico sostenibile, una strategia innovativa per contrastare a livello locale i costi del cambiamento climatico e della continua richiesta di risorse per la produzione di cibo e carburante. La specie infatti viene studiata e coltivata per i semi ricchi di olii usati come biocombustibile, i fusti ricchi in proteine sono impiegati come foraggio mentre altre parti della pianta producono fibre (Gallagher 1985, He et al., 2003, Gallagher et al., 2006, Ruan et al., 2008). Si tratta quindi di una specie alotollerante coltivabile sui terreni salati che si sviluppano lungo le coste e maggiormente soggetti agli effetti del cambiamento climatico a sostituzione delle tradizionali colture con effetti positivi sulle proprietà e la stabilità del suolo, proteggendolo dall'erosione (sequestro di carbonio nel lungo periodo e arricchimento di nutrienti nel suolo) (Gallagher et al., 2011).

Vogliamo ringraziare quanti si sono interessati nel supportare i primi studi a tutela di *K. Pentacarpus* nel nostro territorio: i Carabinieri Forestali del Nucleo Biodiversità di Bosco Mesola, la Dott.ssa Marchesini Roberta per le analisi di laboratorio, la Prof.ssa Marilena Leis, il Dott. Andrea Pandolfi per il supporto in campo, il Prof. Graziano Rossi, il Dott. Thomas Abeli, il Dott. Simone Orsenigo e tutto il personale del Centro Flora Autoctona di Pavia.

Bibliografia

- Alexander S.N., Hayek L.A. & Weeks A. 2012. Subspecific revision of North American saltmarsh mallow *Kosteletzkya pentacarpus* (L.) Ledeb. (Malvaceae). *Castanea*, 77: 106-122.
- Bilz M., Kell S.P., Maxted N. & Lansdown R.V. 2011. *European Red List of Vascular Plants*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Biologische Bundesanstalt, Bundessortenamt and CHEmical Industry. *Growth stages of mono-and dicotyledonous plants*. Meyer U. (ed.) Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry, 2nd edition, 2001.
- Clevering O.A. 1995. Germination and seedling emergence of *Scirpus lacustris* L. and *Scirpus maritimus* L. with special reference to the restoration of wetlands. *Aquatic Botany* 50: 63-78.
- ENSCONET 2009. *ENSCONET Seed Collecting Manual for Wild Species*. Royal Botanic Gardens, Kew (UK) & Universidad Politécnica de Madrid (Spain) (main eds).
- Ercole S., Giacanelli V., Bertani G., Brancaloni L., Croce A., Fabrini G., Gerdol R., Ghirelli L., Masin R., Mion D., Santangelo A., Sburlino G., Tomei P.E., Villani M., Wagensommer R.P. 2013. *Kosteletzkya pentacarpus* (L.) Ledeb. *Informatore Botanico Italiano* 45: 115-193.
- Eriksson O. 1992. Evolution of seed dispersal and recruitment in clonal plants. *Oikos* 63: 439-448.
- Gallagher J.L. 1985. Halophytic crops for cultivation at seawater salinity. *Plant and Soil* 89: 323-336.
- Gallagher J.L., Halchak J.L. & Seliskar D.M. 2011. Root system architecture of *Kosteletzkya pentacarpus* (Malvaceae) and belowground environmental influences on root and aerial growth dynamics. *American Journal of Botany* 98: 163-174.
- Gallagher J.L., Sliskar D.M. & Qin P. 2006. *Use of Kosteletzkya for production of seaside biodiesel fuel*, in *World Intellectual Property Organization*. United States.
- He Z., Ruan C., Qin P., Seliskar D.M. & Gallagher J.L. 2003. *Kosteletzkya virginica*, a halophytic species with potential for agroecotechnology in Jiangsu Province, China. *Ecological Engineering* 21: 271-276.
- IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press
- Monés J. 1998. Estudi sobre la distribució, hàbitat i biologia de *Kosteletzkya pentacarpus*. Recerca de mètodes per a la seva reproducció, conreu i explotació. MSc Thesis, Polytechnic University of Catalonia.
- Pignatti S. 2017. *Flora d'Italia*. Vol. 2. 2a edizione. Edagricole-New Business Media, Bologna.
- Pino J. & de Roa E. 2007. Populations biology of *Kosteletzkya pentacarpus* (Malvaceae) in the Llobregat delta (Catalonia, NE of Spain). *Plant Ecology* 188: 1-16.
- Pino J., Xavier Picó F. & de Roa E. 2007. Populations dynamics of the rare plant *Kosteletzkya pentacarpus* (Malvaceae): a nine-year study. *Botanical Journal of the Linnean Society* 153: 455-462.
- Poljakoff-Mayber A., Somers G.F., Werker E. & Gallagher J.L. 1992. Seeds of *Kosteletzkya virginica* (Malvaceae): Their structure, germination, and salt tolerance. I. Seed structure and germination. *American Journal of Botany* 79: 249-256.
- Poljakoff-Mayber A., Somers G.F., Werker E. & Gallagher J.L. 1994. Seeds of *Kosteletzkya virginica* (Malvaceae): Their structure, germination, and salt tolerance. II. Germination and salt tolerance. *American Journal of Botany* 81: 54-59.
- Rossi, G., Orsenigo, S., Montagnani, C., Fenu, G., Gargano, D., Peruzzi, L., ... Abeli, T. (2016). Is legal protection sufficient to ensure plant conservation? The Italian Red List of policy species as a case study. *Oryx*, 50, 431-436.
- Ruan C.-J., Lia H., Guo Y.-Q., Qinm P., Gallagher J.L., Seliskar D.M., Lutts S. & Mahy G. 2008. *Kosteletzkya virginica*, an agroecoengineering halophytic species for alternative agricultural production in China's east coast: ecological adaptation and benefits, seed yield, oil content, fatty acid and biodiesel properties. *Ecological Engineering* 32: 320-328.

Il «caso» *Spartina*

Nicola Merloni

Nel 2015 Joanne Wong, allora ricercatrice a Ravenna presso il Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali dell'Università di Bologna, stava effettuando ricerche sulla diffusione delle specie alloctone di *Spartina*¹ nelle lagune nord-adriatiche e, sapendo che avevo fatto sopralluoghi nella Sacca di Bellocchio per verificare lo stato e l'evoluzione delle comunità vegetali, mi contattò, proponendomi di collaborare.

Con Emanuele Battani e Felice Foschini avevo effettuato alcuni rilievi della vegetazione a Bellocchio negli anni 2005-2006, all'incirca dieci anni dopo i sopralluoghi per le prime carte della vegetazione del Parco del Delta del Po (Piccoli et al. 1999); quello che potemmo verificare nel 2005 in merito a *Spartina maritima*, specie aloigrofila in grado di formare popolamenti in aree a lungo allagate da acque ad elevata salinità, fu che dopo un decennio i suoi popolamenti si erano drasticamente ridotti, sostituiti in gran parte da salicornieti annuali a *Salicornia veneta* (Fig. 2 in Merloni et al. 2023, nel presente volume). Risalire alle cause di quel cambiamento non era possibile, perché troppi elementi erano cambiati dalla metà degli anni '90: mutamenti climatici, con una diminuzione delle precipitazioni ed un aumento delle temperature (Antolini & al., 2017; Lazzari, 2019); una diminuzione degli apporti sedimentari e di acqua dolce del fiume Reno in seguito alla progressiva e poi definitiva erosione della barra di foce antistante la Sacca di Bellocchio; importanti e ripetute mareggiate invernali con conseguenti fenomeni erosivi del litorale e dei sistemi dunali, seguiti da ingressioni di acque marine nelle bassure salmastre; abbassamento dei suoli per subsidenza, fenomeno naturale per un litorale sedimentario, ma qui accelerato dagli emungimenti idrici e gassosi (Teatini et al., 2005; Simeoni et al., 2017; Antonellini et al. 2020).

¹ Recentemente il genere *Spartina*, in seguito ad una revisione basata su affinità genetiche e molecolari (Peterson & al., 2014) ha cambiato nome, essendo stato incluso nel genere *Sporobolus*; pertanto le tre specie di *Spartina* presenti nelle bassure salmastre nord-adriatiche sono state rinominate come: *Sporobolus maritimus* (Curtis) P. M. Peterson et Saarela, (= *Spartina maritima* (Curtis) Fernald); *Sporobolus x townsendii* (H. Groves et J. Groves) P. M. Peterson et Saarela (= *Spartina x townsendii* H. Groves et J. Groves); *Sporobolus anglicus* (C. E. Hubb.) P. M. Peterson et Saarela (= *Spartina anglica* C. E. Hubb.). Anche la specie psammofila *Spartina versicolor* E. Fabre è stata rinominata come *Sporobolus pumilus* (Roth) P. M. Peterson & Saarela. Ancora più recentemente però altri Autori (Bortolus et al., 2019) hanno ricordato che il nome *Spartina* è legato a ricerche che hanno contribuito in modo sostanziale (e continuano a contribuire) alla nostra conoscenza in molteplici discipline, tra cui ecologia, biologia evolutiva, biologia molecolare, biogeografia, ecologia sperimentale, invasioni biologiche, gestione ambientale, restauro ecologico, storia, economia e sociologia, e si dissociano dalla revisione di nomenclatura. Nonostante l'aggiornamento nomenclaturale, nel presente articolo utilizzeremo ancora i vecchi nomi, usati per lungo tempo e ancora difficili da abbandonare.

Quindi era difficile capire quale causa fosse stata determinante per la drastica riduzione dei popolamenti di *Spartina maritima* - ammesso che ve ne fosse stata una sola - per di più senza aver effettuato negli anni un periodico monitoraggio dei parametri ambientali e delle loro ricadute sui popolamenti vegetali. Un diminuito apporto di sedimenti potrebbe essere stato determinante, oppure un aumento relativo di sedimenti fini con conseguenti fenomeni di anossia radicale e accumuli di solfuri o altre sostanze tossiche a livello radicale, ma anche un prolungato periodo di disseccamento estivo delle bassure. Bisognerebbe poi considerare la competizione interspecifica, dato che in alcuni casi gli spartineti erano stati totalmente sostituiti da salicornieti annuali (Merloni, 2007). Difficile quindi poter formulare ipotesi in situazioni così ampiamente multivariate, e a maggior ragione senza acquisizione di dati per un periodo più che decennale.

Ma a tutti questi problemi di interpretazione causale ora se ne aggiungeva un altro, finora mai considerato: «di quale o quali specie di *Spartina* si trattava?» (fig. 1). La Wong mi fece notare che alcuni dei popolamenti di *Spartina* ancora presenti nella Sacca di Bellocchio nel 2005 potevano non essere costituiti da *S. maritima*. Così sollevò un problema che finora non mi ero mai posto, anche perché secondo la flora e le chiavi analitiche utilizzate (Pignatti, 1982), *S. maritima* era l'unica specie aloigrofila del genere *Spartina* presente in Italia, senza alcun riferimento a possibili confusioni con altre specie, per di più alloctone.

In seguito, avrei potuto verificare che quella che ritenevo *Spartina maritima* in realtà non lo era, ma fino a quel primo contatto con la ricercatrice di Scienze Ambientali non mi era mai venuto il dubbio che quei popolamenti potessero appartenere a qualche altra specie alloctona. Joanne Wong invece, avendo già effettuato rilievi nella Laguna Veneta, se lo aspettava.

Quindi, in quell'incontro del 2015, accolsi con entusiasmo la proposta di collaborare con il gruppo di lavoro della Wong, sicuro che avrei imparato cose interessanti sulle multiformi - e per me fino ad allora sconosciute - specie del genere *Spartina*. Come prima cosa mi procurai alcune guide botaniche e flore che descrivessero quelle specie, in parte alloctone (Hubbard, 1968; Rich & Jermy, 1998; Cope & Gray, 2009; Stace, 2010; Saarela, 2012). E cominciai a studiare.

La prima segnalazione di specie alloctone di *Spartina* per l'Italia era stata fatta per la Laguna Veneta (Scarton & al. 2003; Ghirelli, 2004). In uno dei lavori relativi a quel rinvenimento leggiamo: «Dal 2002 è nota per le barene della laguna di Venezia una nuova pianta, denominata *Spartina x townsendii* H. & J. Groves. Si tratta di un ibrido sterile, diffuso in decine di Paesi europei ed extra europei, originatosi in Gran Bretagna sul finire del 1800 e da lì esportato per le sue capacità di intrappolare e stabilizzare i sedimenti, crescendo vigorosamente nelle aree intertidali.» (Scarton & al., 2004).



Fig. 1 - La determinazione delle specie del genere *Spartina* necessita dell'osservazione di un insieme di diversi caratteri distintivi.

Spartina x townsendii è un ibrido sterile, derivato dall'ibridazione di *Spartina maritima* - unica specie autoctona di *Spartina* in Europa - con *S. alterniflora*, una specie americana introdotta accidentalmente in Inghilterra negli anni '30 del diciannovesimo secolo, probabilmente attraverso le acque di zavorra delle navi (Bromfield, 1836; Eno & al. 1997). La prima segnalazione di *S. townsendii* nel Regno Unito è del 1878 (Groves & Groves 1880). Essendo un ibrido sterile, *Spartina x townsendii* non produceva semi e si diffondeva quindi solo in modo vegetativo, ma questo non impedì a questa pianta di formare estesi popolamenti alle foci dei fiumi o all'interno di corpi idrici salmastri dell'Inghilterra meridionale.

Alcuni anni dopo, nel 1892, fu segnalata in Inghilterra una probabile nuova specie di *Spartina*, molto simile a *S. townsendii*, ma questa volta fertile. Solo molto tempo dopo si capirà che questa nuova specie si era originata da *Spartina x townsendii* per un fenomeno di allopoliploidia, cioè di duplicazione naturale dei cromosomi (Marchant, 1963). Questa nuova *Spartina*, tecnicamente una forma anfidiplode, potrebbe essere nata intorno al 1890, essendo stata segnalata a Lymington, Hampshire, nel 1892 e nell'Isola di Wight nel 1893, in prossimità di alcuni estesi popolamenti di *Spartina townsendii* (Hubbard 1957; Goodman et al. 1969). Il repentino aumento della velocità di diffusione della specie lungo la costa meridionale dell'Inghilterra alla fine del secolo scorso concordava con la presenza di una forma fertile in grado di diffondersi per seme (Stapf, 1913).

Solo molti anni più tardi questa nuova forma fertile di *Spartina* fu denominata da Hubbard *Spartina anglica*, in una sua monografia sulle graminacee (Hubbard, 1968). Quest'autore tuttavia non supportava la nuova nomenclatura con dati certi sull'origine della specie e sul suo assetto cromosomico; il nome specifico *anglica*, seppure da allora molto usato, fu ritenuto non valido dai botanici dell'epoca, fino al 1978, quando lo stesso Hubbard, pubblicando una diagnosi valida, ne legittimò il nome (in Heywood, 1978).

Potendo beneficiare di una diffusione per seme, *S. anglica* si espanse quindi più rapidamente di *S. townsendii*, e in virtù della sua ampiezza ecologica, che le consentiva di colonizzare diversi livelli nelle bassure salmastre, della rapida crescita, di un apparato radicale più robusto e fisiologicamente più adattato all'anossia rispetto alle specie concorrenti, tale da garantire alla pianta una maggiore resistenza sia al moto ondoso, sia ai lunghi periodi di sommersione, riuscì a colonizzare ampie superfici, divenendo talvolta invasiva, fino a costituire un problema per la navigazione e l'accessibilità alle foci dei fiumi. Non di rado, *Spartina anglica* poteva diventare anche una minaccia per la biodiversità delle lagune salmastre, contrastando o soppiantando totalmente i popolamenti di altre specie autoctone (Lambert, 1964; Eno et al. 1997). Tuttavia, in virtù della sua notevole capacità di intrappolare i sedimenti innalzando così il livello del suolo, *S. anglica* venne ampiamente utilizzata in Gran Bretagna e vari altri paesi (Danimarca, Germania, Olanda, Irlanda, Stati Uniti, Sudamerica, Sudafrica, Australia, Tasmania, Nuova Zelanda e Cina) come specie in grado di proteggere le coste dall'erosione, consolidare gli argini, colmare ed innalzare i livelli delle bassure salmastre (Ranwell, 1967; Hammond 2001). Tornando ai lidi nordadriatici, alcuni anni dopo le loro prime segnalazioni di *Spartina x townsendii* nella Laguna Veneta, i ricercatori tornarono sugli aspetti tassonomici del genere *Spartina*, avendo effettuato ulteriori analisi, anche a livello citologico: «Nel corso del monitoraggio è stata segnalata (...) e mappata la distribuzione

di un taxon alloctono la cui definizione sistematica è ancora incerta. In un primo tempo in base alle caratteristiche morfologiche esso era stato classificato come *Spartina x townsendii* Groves & J. Groves, ibrido sterile di provenienza nordeuropea. Osservazioni condotte negli anni seguenti, ed indagini di laboratorio effettuate presso l'Università di Padova (Marcucci, com. pers.) e quella di Rennes (Ainouche, com. pers.) indicano invece la presenza in laguna di individui con caratteristiche intermedie tra *S. x townsendii* e *S. anglica* C. E. Hubb o, secondo i risultati della citometria di flusso, da considerarsi certamente come appartenenti a quest'ultima specie. Poiché si tratta di specie fertile, la sua presenza in laguna ha valenza ancor più negativa di quanta ne avesse l'ibrido sterile. L'incertezza attuale richiederà quindi in futuro un approfondimento di indagine per giungere a una più chiara definizione sistematica.» (Cazzin & al., 2009).

Quindi a quel punto erano sicuramente presenti in Italia, oltre all'autoctona *Spartina maritima*, anche due specie alloctone: *Spartina x townsendii* e *S. anglica*.



Distinguere fra loro queste specie non è semplice, sia per una parziale sovrapposizione dei caratteri, sia per la variabilità di crescita in funzione delle condizioni ambientali. Alcuni aspetti, come l'altezza complessiva delle piante e le dimensioni delle foglie, non sono molto utili perché troppo variabili; altri, come l'angolo che le foglie formano col culmo (Figure 2a, b), sono abbastanza utili, anche se presentano una certa variabilità; altri ancora che sembrano essere più discriminanti, sono più difficili da cogliere, soprattutto sul campo. Utilizzando soprattutto questi ultimi, ed in particolare la lunghezza delle antere, la lunghezza delle ligule fogliari e le dimensioni dei granuli pollinici (Tab. 1), giungemmo alla conclusione che nella Sacca di Bellocchio nessuno degli esemplari raccolti negli anni 2015-2016 si potesse ricondurre alla specie autoctona *Spartina maritima*, come invece noi l'avevamo interpretata, trattandosi quasi sempre di *S. anglica* e alcune volte di *S. x townsendii*.

Fig. 2b - *Spartina anglica* raccolta nella Sacca di Bellocchio, zona nord; l'ampio angolo che le foglie formano col fusto non lascia dubbi circa la determinazione di questo esemplare.

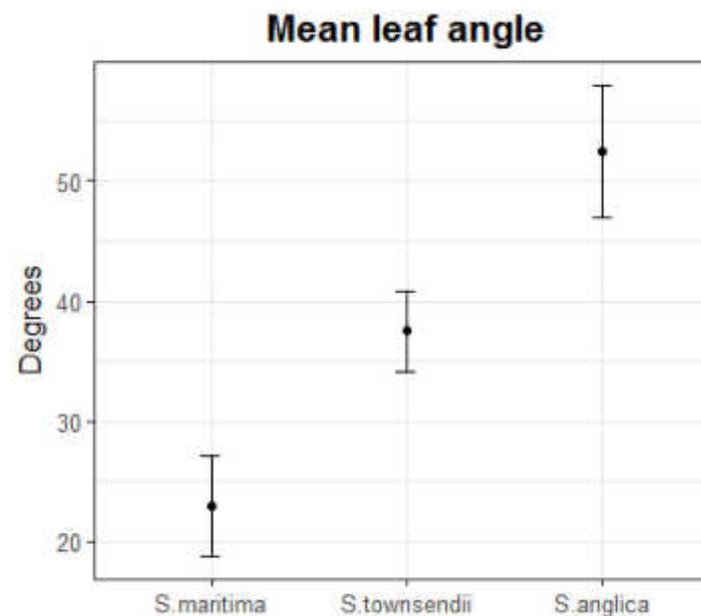


Fig. 2a - Ampiezza angolo foglie - fusto. Dalla misurazione dell'angolo fra la prima foglia ed il fusto in un certo numero di esemplari delle tre specie è risultato un angolo medio di: 22.92° (DS=2.08) per *S. maritima*; 37.50° (DS=1.68) per *S. x townsendii*; 52.49° (DS=2.77) per *S. anglica*. Da Wong et al., 2018, modificato.

		<i>Spartina maritima</i>	<i>Spartina x townsendii</i>	<i>Spartina anglica</i>
Angolo fusto-foglie	[5]	30° - 40°	30° - 60°
	[6]	19° - 27°	34° - 41°	47° - 58°
Ligule di peli (mm)	[2]	0.2-0.6	1-1.8	1.8-3
	[3]	0.3-0.8	0.6-2.2	1.4-3.2
	[5]	1-1.5	1-3
Lunghezza antere (mm)	[1]	4-7	5-10	8-13
	[3]	3-6	5-8.5	6.5-11
	[4]	4-6	5-8	8-13
Diametro polline (μ)	[2]	fertile < 45μ	vuoto < 45μ	fertile > 45μ

Tab.1 - Comparazione di caratteri diagnostici di *Spartina*, tratti da vari lavori.
 [1] - Rich & Jermy, 1998;
 [2] - Stace, 2010;
 [3] - Cope & Gray, 2009;
 [4] - Hubbard, 1968;
 [5] - Saarela, 2012;
 [6] - Wong & al., 2018.

Questa forte prevalenza di spartine alloctone era già stata rilevata dalla Wong per le lagune salmastre più settentrionali, ad esempio nella Laguna veneta.

Che fine aveva fatto quindi *Spartina maritima*? La Wong nel corso delle sue ricerche aveva trovato ancora alcuni popolamenti di questa specie nelle bassure salmastre di Chioggia e in alcune zone umide della Slovenia, mentre noi a Bellocchio non riuscimmo a trovarne, dopo il 2015, nemmeno un esemplare.

Come già evidenziato, era emerso dai nostri sopralluoghi effettuati a Bellocchio nel 2005 che i popolamenti di *Spartina*, ancorché alloctona, erano in forte regresso rispetto alla situazione rilevata circa dieci anni prima e riportata nella carta della vegetazione regionale (Piccoli et al., 1999). A tale rarefazione corrispondeva, più o meno negli stessi luoghi in cui un tempo dominavano gli spartineti, un consistente aumento dei popolamenti di *Salicornia veneta*, una chenopodiacea annuale molto diffusa nelle bassure salmastre dei litorali nordadriatici (Merloni, 2007). Questa situazione era stata confermata, per le stesse stazioni di Bellocchio, anche da altri ricercatori, che attribuivano questo avvicendamento all'aumento delle temperature e alla diminuzione delle precipitazioni (Strain & al., 2017).

La forte regressione degli spartineti in favore di comunità di salicornie annuali era stato segnalato anche per la laguna veneta, ma questa volta l'agente causale prevalente sembrava essere l'erosione dei margini delle barene: «... rispetto al 2002 in molti siti si è verificato un incremento delle coperture di *Salicornia veneta* a scapito di comunità perennanti (*Limonio narbonensis-Puccinellietum festuciformis* e *Limonio narbonensis-Spartinetum maritimae*) maggiormente resistenti a processi disgregativi. Il salicornieto è invece un'associazione fisionomicamente definita dalla dominanza di *Salicornia veneta*, specie annuale

monostagionale, che svolge un ruolo primario nella colonizzazione dei fanghi salmastri ma non garantisce una stabilità strutturale, determinata invece da comunità perennanti costituite da emicriptofite, camefite e nanofanerofite (limonieti, spartineti, sarcocornieti, junceti, ecc.). Lo spartineto copre circa il 10% della superficie vegetata; contrariamente alla tendenza registrata per i salicornieti, nel corso delle indagini è stato osservato un forte decremento della distribuzione relativa della comunità a *Spartina maritima*. Nel corso delle indagini di campo si è infatti rilevato, soprattutto nelle aree più meridionali della laguna, un diffuso fenomeno di disfacimento in zolle dei margini barenali maggiormente sottoposti alle dinamiche mareali. Anche il confronto con le variazioni registrate nel controllo dei quadrati permanenti conferma che *Spartina maritima* in diversi siti lagunari evidenzia una chiara tendenza regressiva.» (Cazzin & al., 2009).

Il fenomeno di rapido e progressivo declino delle popolazioni di una determinata specie vegetale viene definito «die-back». Fenomeni di die-back dei popolamenti di *Spartina* erano già stati descritti per le coste dell'Inghilterra del sud, dove tutto era cominciato: «Sebbene *S. anglica* si sia diffusa rapidamente nei primi decenni di questo secolo e continui a diffondersi negli estuari occidentali e settentrionali, la degenerazione delle paludi lungo la costa meridionale dell'Inghilterra è stata notata già a metà degli anni '20 (...). Le indagini sulla morte, svolte in particolare nell'università di Southampton tra il 1953 e il 1965, non hanno individuato in modo definitivo un agente causale diretto, ma hanno descritto chiaramente le condizioni in cui si verifica la morte. Queste includono terreni mal drenati, solitamente impregnati d'acqua, altamente anaerobici, con un'elevata percentuale di particelle fini ed un alto contenuto di solfuri. Gli elevati livelli di sostanze organiche che risultano dall'iniziale decadimento di *S. anglica* possono aumentare il tasso di morte aumentando la capacità di trattenere l'acqua dei fanghi. Sia i livelli tossici di solfuri che l'anossia nei rizomi sono stati direttamente chiamati in causa nella morte delle piante nelle aree di die-back (...). Il decadimento può quindi essere visto come un processo "naturale" in cui una specie di nuova evoluzione ha alterato drasticamente le caratteristiche di sedimentazione e di drenaggio delle paludi, e ha creato le condizioni anaerobiche e intrise d'acqua che hanno portato alla sua stessa distruzione.» (Gray & al., 1991). Studi successivi sembrano confermare che: «Nel caso di sedimenti molto fini, poco drenati e ad alto contenuto di solfuri, i livelli tossici di acido solfidrico sono stati considerati tra i principali responsabili della morte di queste piante (Gray et al., 1997).»

Anche a Bellocchio, l'avvicendamento di specie di *Spartina*, che ha visto alla fine il prevalere di *Spartina anglica* rispetto alle altre due specie, potrebbe essere interpretato in chiave di resistenza all'anossia radicale, spesso fattore limitante nei suoli fangosi intrisi d'acqua come quelli delle lagune salmastre; numerosi studi



Fig. 3 - Uno dei fattori chiave nel die-back di *Spartina* potrebbe essere la presenza di sedimenti a granulometria molto fine, in grado di produrre fenomeni di anossia radicale ed elevato contenuto in solfuri, qui evidenziato dal colore nero dei fanghi. Fra le tre specie di *Spartina* di cui si parla nel testo, comunque, *S. anglica* risulterebbe di gran lunga la meglio adattata a situazioni di anossia radicale (Holmer et al., 2002; Lee, 2003, Grasse & al. 2022b) e questa potrebbe essere la ragione del suo sopravvento rispetto agli originari popolamenti di *S. maritima*, avvenuto verosimilmente alcuni decenni fa. In seguito, anche i popolamenti di questa specie hanno subito una forte riduzione di estensione.

anche recenti hanno infatti dimostrato la superiorità di *S. anglica* in condizioni di anossia radicale rispetto a *S. maritima* e *S. townsendii* (Holmer et al., 2002; Lee, 2003, Maricle & Lee, 2010; Koop-Jakobsen et al., 2017; Granse et al., 2022b). Anche se, dopo una situazione di espansione e predominio, anche i popolamenti di *Spartina anglica* sono stati evidentemente molto ridotti da fenomeni di die-back (Fig. 3).

Quindi la riduzione dei popolamenti di *Spartina* rilevata nel corso dei nostri sopralluoghi a Bellocchio negli anni 2005/2006 potrebbe avere avuto almeno in parte cause naturali, e l'avvicendamento di parte di quei popolamenti con i salicornieti annuali a *Salicornia veneta* essere dovuto in parte a queste cause e in parte a dinamiche correlabili con l'erosione o le variazioni del livello marino. Rimanevano comunque altre questioni

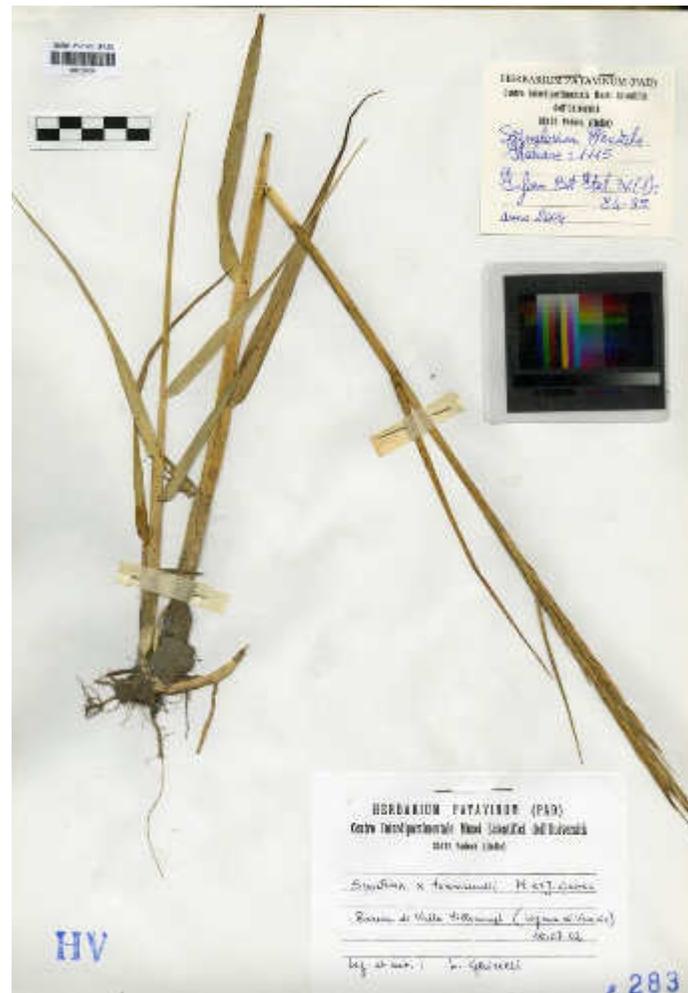
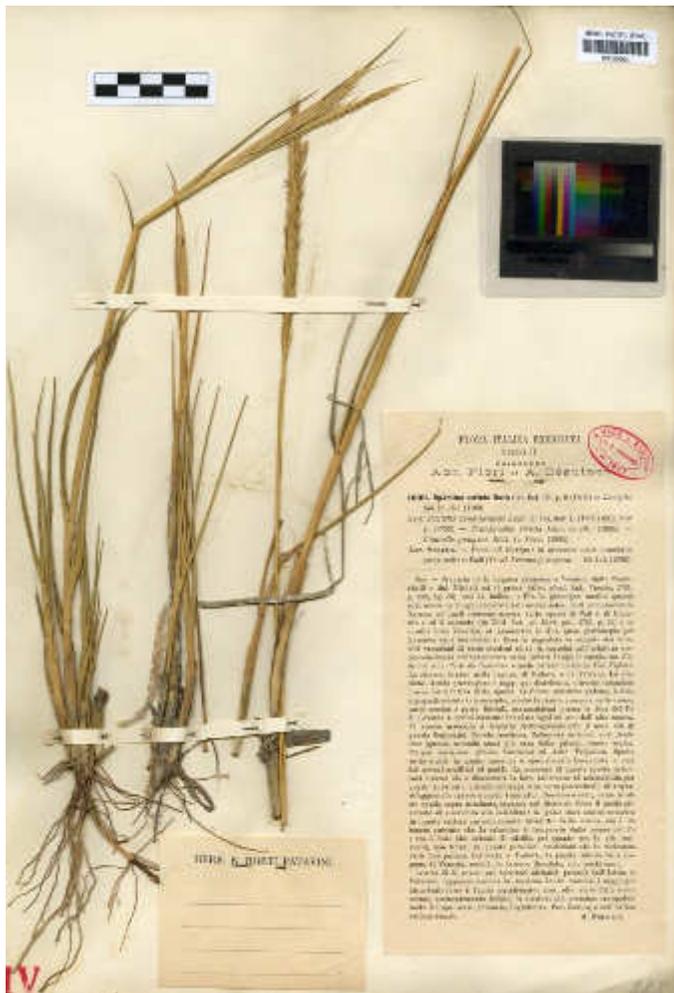
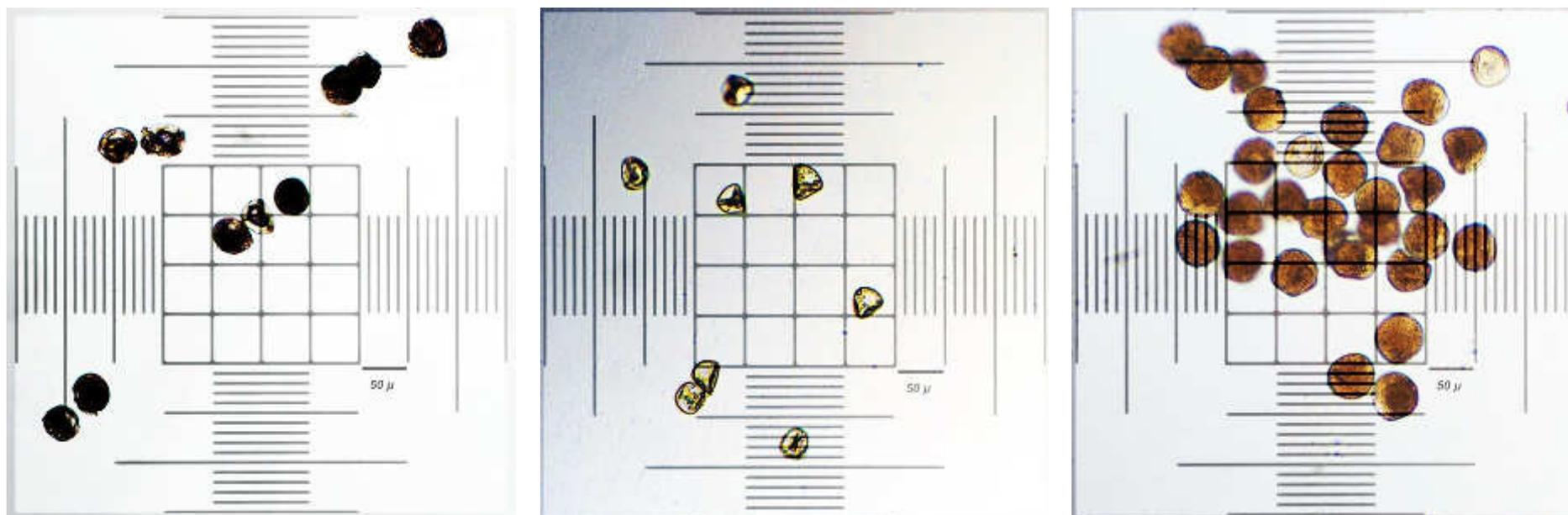


Fig. 4 - Campioni d'erbario conservati nell'Orto Botanico di Padova. A sinistra esemplare di *S. maritima* (= *S. stricta*) del 1908 raccolto da A. Beguinot nella Laguna di Venezia; a destra esemplare di *S. townsendii*, sicuramente uno dei primi rinvenuti in Italia, raccolto da L. Ghirelli sempre nella Laguna Veneta e segnalato alcuni anni dopo (Ghirelli, 2004). Visibile l'angolo che le foglie formano col fusto, più stretto in *S. maritima* (Tab. 1).

irrisolte, la più importante delle quali era: da quanto tempo le specie alloctone di *Spartina* erano presenti a Bellocchio e più in generale nelle bassure salmastre dei litorali ravennati e ferraresi? Per poter formulare qualche ipotesi su questo interrogativo, decidemmo di estendere anche ai campioni d'erbario conservati presso alcuni orti botanici la stessa ricerca morfologica su antere, pollini e ligule che ci aveva consentito di determinare le specie di *Spartina* ora presenti in alcune bassure salmastre nordadriatiche, per cercare di estendere il nostro sguardo anche nel tempo passato. In sintesi, possiamo dire che nell'erbario dell'Orto Botanico di Padova, che conserva un buon numero di esemplari di *Spartina maritima*, alcuni risalenti all'inizio del secolo scorso, abbiamo trovato conferma del fatto che le dimensioni delle antere e dei granuli pollinici concordano con quelle riportate nelle flore analitiche per *Spartina maritima* (Tab. 1). Alcuni pollini 'storici' (1900-1940) rivelarono, con le loro dimensioni sempre inferiori a 45μ , l'appartenenza alla specie *Spartina maritima*, come peraltro indicavano anche caratteri morfologici più evidenti come l'altezza complessiva della pianta e l'angolo che le foglie formavano col fusto. Inoltre abbiamo trovato alcuni degli esemplari di *Spartina x townsendii* relativi alla prima segnalazione di questo ibrido per l'Italia (Scarton et al., 2003), e il polline ricavato da un'antera di questi campioni d'erbario ha confermato le dimensioni e la tipologia riportate in alcune pubblicazioni (Saarela, 2012) (fig. 5).

Fig. 5 - I granuli di polline misurati al microscopio possono fornire utili indizi per la distinzione delle tre specie di *Spartina* di cui si parla nel testo; da sinistra, polline di *S. maritima* (Laguna di Chioggia), con granuli $< 45\mu$ e fertili; al centro polline di *S. townsendii* (Sacca di Bellocchio), con granuli $< 45\mu$ e sterili; a destra polline di *S. anglica* (Sacca di Bellocchio), con granuli $> 45\mu$ e fertili. Foto di N. Merloni



Quindi nessuna sorpresa dalla nostra visita all'Orto Botanico di Padova. Successive indagini da me condotte nell'erbario dell'Orto Botanico di Ferrara invece introdussero alcune novità: nelle antere (sempre di dimensioni oscillanti fra 6,5 e 8 mm) di almeno due campioni di *Spartina*, ovviamente determinate come *S. maritima* perché le flore italiane all'epoca non offrivano alternative, trovai alcuni granuli di polline con un diametro di circa 50 μ , e quindi riconducibili a *S. anglica*. La cosa sorprendente fu che questi campioni appartenevano a piante raccolte nel lontano 1987 (Lido di Volano) e nel 1994 (Foce del Bevano), due date precedenti alla prima segnalazione di spartine alloctone sul territorio nazionale (Scarton et al., 2003). Per la verità qualche dubbio rimaneva per il polline del campione d'erbario di Lido di Volano, essendo alcuni granuli pollinici al limite dei 45 μ , ma esaminando assieme a Filippo Piccoli, allora all'Istituto Botanico di Ferrara, le ligule di queste piante, mai inferiori a 2mm, ed altri caratteri diagnostici, pensammo che anche quei campioni potessero riferirsi a *S. anglica* (fig. 6). A conferma delle determinazioni dei campioni di Foce Bevano, nel dicembre del 2016 mi furono sottoposti da Sergio Montanari alcuni campioni raccolti proprio in quella località, e pur non essendo riuscito a trovare polline all'interno delle antere, ormai svuotate, le dimensioni di queste ultime, lunghe almeno 8mm, delle ligule di peli, mai inferiori a 2mm, e per ultimi gli angoli che le foglie formavano col fusto, mi hanno fatto propendere per *S. anglica*. Quindi esiste una ragionevole probabilità che *S. anglica* sia presente, oltre che a Bellocchio, anche a Foce Bevano, e qui già dal 1994. I risultati di queste nostre ricerche, basate sia su osservazioni di esemplari raccolti in natura, sia di campioni d'erbario, si trovano in Wong et al., 2018.

Fig. 6 - La ligula di peli di *S. anglica*, sempre maggiore di 2mm, è uno dei caratteri distintivi di più facile utilizzo, anche sul campo.



Come potrebbero essere arrivate *Spartina x townsendii* e *S. anglica* sui lidi ravennati e ferraresi? e quando? per rispondere a queste domande si possono formulare solo ipotesi: analogamente a quanto successo per *S. alterniflora* in Inghilterra alla fine del XIX secolo, potrebbero essere “sbarcate” con i trasporti marittimi, essendo l’alto Adriatico sede di importanti porti industriali - Ravenna, Marghera, Monfalcone, Trieste - e poi essersi diffuse con le correnti litoranee. Oppure queste piante potrebbero essere “sfuggite” da popolamenti introdotti per vari motivi. Sulla nuova Flora di Pignatti (Pignatti et al., 2017-2019) leggiamo, relativamente alla distribuzione in Italia sia di *S. x townsendii*, sia di *S. anglica*: «Lagune di Caorle e Venezia (introduzione sperimentale), in parte naturalizzata. Originaria dell’Inghilterra meridionale, oggi diffusa in tutto il mondo per il consolidamento dei suoli lagunari.». In una nota successiva della stessa flora, a proposito dell’introduzione di queste specie leggiamo: «L’introduzione di queste aliene nelle aree lagunari della nostra Costa Adriatica rappresenta un’ennesima, recente aggressione all’ambiente da parte dell’uomo: ci auguriamo che non debbano verificarsi tragiche conseguenze sia ecologiche sia per la diversità autoctona.».

Attualmente i popolamenti di spartine alloctone non sembrano occupare grandi estensioni nella Sacca di Bellocchio. Sicuramente in passato questa estensione era ben maggiore, poi fenomeni di die-back hanno ridotto in modo consistente questi contingenti, probabilmente verso la fine degli anni ’90. Una domanda alla quale molto probabilmente non potremo rispondere, è: da quando *Spartina x townsendii* e *S. anglica* hanno soppiantato l’autoctona *S. maritima*, ora verosimilmente non più presente - o se ancora presente fortemente rarefatta - nella Sacca di Bellocchio e nella Riserva di Foce Bevano?

Ringraziamenti

Desidero ringraziare J. Wong e L. Airoldi per avermi coinvolto nel loro lavoro sulla diffusione delle spartine alloctone nel nord Adriatico, F. Piccoli e M. Pellizzari per avermi accolto all’Orto Botanico di Ferrara ed aver contribuito in modo decisivo alle determinazioni dei campioni d’erbario là conservati; S. Montanari per avermi fornito alcuni campioni di *Spartina* raccolti in luoghi diversi da quelli oggetto della presente ricerca; R. Marcucci, gentile curatrice dell’Orto Botanico di Padova, per aver favorito le nostre ricerche presso il suo erbario. Infine, sono particolarmente grato ad E. Battani e F. Foschini per aver partecipato, per tanti anni, ad ognuno dei sopralluoghi effettuati nella Sacca di Bellocchio, ed aver contribuito in modo determinante alle osservazioni e ai ragionamenti che sono stati espressi nel presente lavoro.

Bibliografia

- Antolini G., Pavan V., Tomozeiu R. & Marletto V., 2017 - *Atlante climatico dell'Emilia-Romagna*. Arpa Emilia-Romagna, Bologna.
- Antonellini M., Giambastiani B. M. S., Greggio N., Bonzi L., Calabrese L., Luciani P., Perini L. & Severi P., 2020 - *Hydrologic control on natural land subsidence in the shallow coastal aquifer of the Ravenna coast, Italy*. Tenth International Symposium on Land Subsidence, Proc. IAHS, 382: 263-268.
- Ayres D.R. & Strong D.R., 2001 - *Origin and genetic diversity of Spartina anglica (Poaceae) using nuclear DNA markers*. American Journal of Botany 88 (10): 1863-1867. Bortolus A., Adam P., Adams J. B., Ainouche M. L., et al. 40 Authors, 2019 - *Supporting Spartina: Interdisciplinary perspective shows Spartina as a distinct solid genus*. Ecology 100 (11).
- Bromfield W.A., 1836 - *A description of Spartina alterniflora of Loiseleur*. Hooker's Companion to the Botanical Magazine 2, pp. 254-263.
- Cazzin M., Ghirelli L., Mion D. & Scarton F., 2009 - *Completamento della cartografia della vegetazione e degli habitat della Laguna di Venezia: anni 2005-2007*. Lavori - Soc. Ven. Sc. Nat. - Vol. 34: 81-89, Venezia.
- Cope T., Gray A., 2009 - *Grasses of the British Isles*. BSBI Handbook 13. Botanical Society of the British Isles, London.
- Eno N.C., Clark R.A. & Sanderson W.G., 1997 - *Non-native marine species in British waters: a review and directory*. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee.
- Ghirelli L., 2004 - *Spartina x townsendii* H. et J. Groves. In: Segnalazioni floristiche italiane: 1115. Informatore Botanico Italiano, 36 (1): 84-85.
- Goodman P.J., Braybrooks E.M., Marchant C.J. & Lambert J.M., 1969 - *Biological flora of the British Isles*. Spartina. Journal of Ecology 57, 285-313.
- Granse D., Suchrow S. & Jensen K., 2021 - *Long-term invasion dynamics of Spartina increase vegetation diversity and geomorphological resistance of salt marshes against sea level rise*. Biol Invasions, 23: 871-883
- Granse D., Romeiro Motta M., Suchrow S., von Schwartzberg K., Schnittger A., & Jensen K., 2022a - *The Overlooked Hybrid: Geographic Distribution and Niche Differentiation Between Spartina Cytotypes (Poaceae) in Wadden Sea Salt Marshes*. Estuaries and Coasts, 45: 1409-1421.
- Granse D., Titschack J., Ainouche M., Jensen K., Koop-Jakobsen K., 2022b - *Subsurface aeration of tidal wetland soils: Root-system structure and aerenchyma connectivity in Spartina (Poaceae)*. Science of the Total Environment 802, 149771.
- Gray A. J., Benham P. E. M. & Raybould A. F., 1990 - *Spartina anglica - the evolutionary and ecological background*. In: Gray A. J. & Benham P. E. M. (eds.), 1990 - *Spartina anglica - A research review*. Natural Environment Research Council. Institute of Terrestrial Ecology. HMSO, London, 5-10.
- Gray A. J., Marshall D. F. & Raybould A. F., 1991 - *A century of Evolution in Spartina anglica*. In: Begon M., Fitter A. H., and Macfadyen, A. (eds.). *Advances in Ecological Research*, 21, 1 - 62. London, Academic Press Inc.
- Gray A. J., Raybould A. F., Brown S. L., 1997- *The environmental impact of Spartina anglica: past, present and predicted*. In: Second International Spartina Conference Proceedings, Olympia WA, March 20-21: 12-15.
- Groves H. & Groves J., 1880 - *Spartina townsendii nobis*. Rep. Bot. Soc. & Exch. Cl. Br. Isl., 1, 37.
- Hammond M.E.R., 2001 - *The experimental control of Spartina anglica and Spartina x townsendii in estuarine salt marsh*. University of Ulster.
- Heywood V.H., 1978 - *Notulae systematicae ad floram europaeam spectantes*. Bot. J. Linn. Soc. 76, 297-384.
- Holmer M., Gribsholt B. & Kristensen E., 2002 - *Effects of sea level rise on growth of Spartina anglica and oxygen dynamics in rhizosphere and salt marsh sediments*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 225: 197-204.
- Hubbard C. E., 1957 - *Report of British Ecological Society symposium on Spartina*. J. Ecol. 45, 613-16.
- Hubbard C. E., 1965 - *Spartina Marshes in Southern England: VI. Pattern of Invasion in Poole Harbour*. Journal of Ecology, 53, 3: 799-813.
- Hubbard C. E., 1968 - *Grasses*. 2nd Edition, Penguin, Harmondsworth. 463 pp.
- Hubbard J. C. E. & Stebbings R. E., 1967 - *Distribution, dates of origin and acreage of Spartina townsendii (s. l.) marshes in Great Britain*. Proc. Bot. Soc. Br. Is. 1, 7, (1).
- Koop-Jakobsen K. & Wenzhöfer F., 2015 - *The dynamics of plant-mediated sediment oxygenation in Spartina anglica rhizospheres-a planar optode study*. Estuaries and Coasts, 38: 951-963.
- Koop-Jakobsen K., Fisher J. & Frank Wenzhöfer F., 2017 - *Survey of sediment oxygenation in rhizospheres of the saltmarsh grass Spartina anglica*. Sci. Total Environ., 589: 191-199.
- Lambert J.M., 1964 - *The Spartina story*. Nature 204, 1136-1138.
- Lazzari G., 2019 - *Clima a Ravenna: cosa ne sappiamo?* Press Up Srl.

- Lee R. W., 2003 - *Physiological adaptations of the invasive cordgrass Spartina anglica to reducing sediments: rhizome metabolic gas fluxes and enhanced O₂ and H₂S transport*. Marine Biology, 143, 9-15.
- Lush M. J., Haynes T. A. & Claire E. Lush C. E., 2016 - *Spartina anglica and its management in estuarine Natura 2000 sites: an update of its status and monitoring future change in England*. Improvement Programme for England's Natura 2000 Sites (IPENS). Planning for the Future IPENS041.
- Marchant C.J., 1963 - *Corrected chromosome numbers for Spartina x townsendii and its parent species*. Nature, Lond., 199, 929.
- Marchant C. J. , 1967 - *Evolution in Spartina (Gramineae). I. The history and morphology of the genus in Britain*. J. Linn. Soc. 60, 1-24.
- Marchant C. J., 1968 - *Evolution in Spartina (Gramineae). II. Chromosomes, basic relationships and the problem of the S. x townsendii agg.* Bot. J. Linn. Soc. 60, 381-409.
- Maricle B. R. & Lee R. W., 2010 - *Mechanisms of sulfide and anoxia tolerance in salt marsh grasses in relation to elevational zonation*. In: Ayres D. R., Kerr D. W., Ericson S. D. & Olofson P. R. (eds.), 2010 - *Proceedings of the Third International Conference on Invasive Spartina*, 2004 Nov 8-10, San Francisco, CA, USA. Oakland, CA.
- Merloni N., 2007 - *Gli habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) nella Riserva Naturale Sacca di Bellocchio (provincia di Ravenna e Ferrara)*. Fitosociologia 44 (2) Suppl. 1: 83-88.
- Merloni N., Battani E. & Foschini F., 2023 - *La vegetazione alofila della Sacca di Bellocchio*. In (Nobili G., a cura di), 2023: *Lagune costiere dell'Alto Adriatico*. Reparto Carabinieri per la Biodiversità di Punta Marina – Ravenna.
- Peterson P.M., Romaschenko K., Herrera-Arrieta Y. & Saarela J.M., 2014 - *A molecular phylogeny and new subgeneric classification of Sporobolus (Poaceae: Chloridoideae: Sporobolinae)*. Taxon 63 (6): 1212-1243.
- Piccoli F., Pellizzari M., Dell'Aquila L., Corticelli S., 1999 - *Carta della vegetazione del Parco Regionale del Delta del Po. Stazioni Centro Storico e Valli di Comacchio. Scala 1:35.000*. Regione Emilia-Romagna, Bologna.
- Pignatti S., 1982 - *Flora d'Italia*, 3 voll. Edagricole, Bologna.
- Pignatti S., Guarino R. & La Rosa M., 2017-2019 - *Flora d'Italia, 2ª Edizione*. Edagricole - Edizioni Agricole di New Business Media, Bologna.
- Preston C.D., Pearman D.A., Dines T.D. and others, 2002 - *New atlas of the British and Irish flora. An atlas of the vascular plants of Britain, Ireland, the Isle of Man and the Channel Islands*. Oxford University Press.
- Proença B., Ganthy F., Richard Michalet R. & Sottolichio A., 2021 - *Observations of Tidal Flat Sedimentation within a Native and an Exotic Spartina Species*. Water, 13, 1566.
- Ranwell D.S., 1967 - *World Resources of Spartina townsendii (sensu lato) and economic use of Spartina marshland*. Journal of Applied Ecology 4(1), pp. 239-256.
- Rich T. C. G. & Jermy A. C., 1998 - *Plant Crib*. Botanical Society of the British Isles, London.
- Saarela J. M., 2012 - *Taxonomic synopsis of invasive and native Spartina (Poaceae, Chloridoideae) in the Pacific Northwest (British Columbia, Washington and Oregon), including the first report of Spartina x townsendii for British Columbia, Canada*. PhytoKeys 10: 25-82.
- Scarton F., Ghirelli L., Curiel D. & Rismondo A., 2003 - *First data on Spartina x townsendii in the Lagoon of Venice (Italy)*. In: Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 03, E. Özhan (ed.), 7-11 October 2003, Ravenna, Italy. Vol 2: 787-792.
- Scarton F., Ghirelli L., Cavalli I., Cazzin M., Scattolin M., 2004 - *Spartina x townsendii, nuova alofita per la laguna di Venezia: distribuzione al 2003*. Boll. Museo Civ. di Storia Naturale di Venezia 55: 17-28.
- Simeoni U., Tessari U., Corbau C., Tosatto O., Polo P., Teatini P., 2017 - *Impact of land subsidence due to residual gas production on surficial infrastructures: The Dosso degli Angeli field study (Ravenna, Northern Italy)*. Engineering Geology, 229: 1-12.
- Stace C., 2010 - *New Flora of the British Isles*. Third Edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Stapf O., 1913 - *Townsend's grass or rice grass*. Proc. Bournemouth Nat. Sci. Soc. 5, 76-82.
- Strain E.M.A., van Belzen J., Comandini P., Wong J., Bouma T.J. & Airoldi L., 2017 - *The role of changing climate in driving the shift from perennial grasses to annual succulents in a Mediterranean saltmarsh*. Journal of Ecology, 105 (5), pp.1374-1385.
- Strong, D. R. & D. R. Ayres D. R., 2009 - *Spartina Introductions and consequences in salt marshes: arrive, survive, thrive, and sometimes hybridize*. In: Silliman B. R., Grosholz E. & Bertness M. (eds.), *Human Impacts on Salt Marshes: A Global Perspective*. University of California Press, Berkeley, CA.
- Strong D.R. & Ayres D.R., 2009 - *Ecological and evolutionary misadventures of Spartina*. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 44: 389 - 410.
- Teatini P., Ferronato M., Gambolati G., Bertoni W., Gonella M., 2005 - *A century of land subsidence in Ravenna, Italy*. Environ. Geol. 47: 831-846.
- Wong J. X. W., Costantini F., Merloni N., Savelli L., Geelen D. & Airoldi L., 2018 - *The widespread and overlooked replacement of Spartina maritima by non-indigenous S. anglica and S. townsendii in north-western Adriatic saltmarshes*. Biol. Invasions. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1654-3>.

Specie aliene: minacce alla biodiversità delle acque di transizione in aree protette del Delta del Po dell'Emilia Romagna

Munari Cristina*, Mistri Michele

Università degli studi di Ferrara, Dipartimento di Scienze Chimiche, Farmaceutiche ed Agrarie

*mnc@unife.it

Premessa

La diffusione delle specie aliene rappresenta una delle principali minacce alla perdita di biodiversità. Gli ambienti lagunari dell'Alto Adriatico sono altamente vulnerabile all'introduzione di specie come conseguenza di la loro instabilità ambientale, lo sfruttamento per attività di acquacoltura e molluschicoltura, presenza di porti turistici, e la peculiarità delle loro comunità bentoniche (Munari & Mistri 2008).

Callinectes sapidus, il granchio blu

Sistematica

Ordine Decapoda

Subordine Brachyura

Famiglia Portunidae

Genere *Callinectes*

Specie *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896

Descrizione La specie *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (fig. 1) presenta un carapace allungato di forma vagamente esagonale, in cui la lunghezza è circa metà della sua larghezza. I margini laterali del carapace sono dotati di 9 dentelli acuminati, di cui l'ultimo è particolarmente sviluppato e sporgente. Le dimensioni del carapace possono arrivare a più di 20 cm di larghezza e circa 10 di lunghezza. Caratteristici della specie sono gli ultimi arti posteriori, che sono di forma appiattita ed allungata, morfologia che permette alla specie spiccate capacità natatorie. *C. sapidus* presenta una colorazione verde-marrone, a tratti grigiastra e con sfumature di colore blu. Le chele sono ampie e di forma allungata, presentano una colorazione chiara a tratti blu per gli esemplari maschili, quelle femminili presentano invece sfumature più rossastre alle estremità. La specie presenta un dimorfismo sessuale abbastanza accentuato, evidente soprattutto dalla morfologia dell'addome: i maschi manifestano un addome stretto e dalla forma a "T" rovesciata, nelle femmine appare invece molto più largo ed ingrossato, soprattutto nel periodo riproduttivo.

Ecologia È una specie eurialina ed euriterma, ed è caratterizzato da elevata fecondità e comportamento aggressivo. Migra dagli estuari alle acque costiere in diverse fasi del loro ciclo di vita. L'accoppiamento avviene in acque salmastre, poi le femmine migrano verso le acque costiere più salate per deporre le uova e poi rimanervi, mentre i maschi rimangono nelle zone a minore salinità. La maturità sessuale viene raggiunta tra i 12 ei 18 mesi e la riproduzione nel Delta del Po avviene durante tutto l'anno, in particolare nel periodo estivo (tra aprile e settembre). Ogni femmina è in grado di deporre tra 700.000 e 2.100.000 uova, a seconda delle proprie dimensioni. Si nutre di crostacei, pesci (e loro avannotti), molluschi come cozze e vongole, policheti, ma anche resti di altri organismi (Laughlin, 1982).

Habitat e diffusione. Il granchio blu, è una specie che vive in acque costiere, lagune ed estuari, su fondali sabbiosi o fangosi; originaria dell'Oceano Atlantico occidentale, dalla Nuova Scozia all'Argentina. Nel Mediterraneo è stata segnalata per la prima volta nella Laguna di Grado (Golfo di Trieste, Adriatico settentrionale) nel 1949 (Manfrin et al., 2016). Il trasporto in acque di zavorra è considerato il vettore più probabile per la sua diffusione ed il suo areale di distribuzione si è progressivamente esteso in tutto il Mar Mediterraneo, dalle Baleari al Mar di Levante (Mancinelli et al., 2017a). Il primo avvistamento in Sacca di Goro risale agli anni '70 del secolo scorso; dal 2014 gli avvistamenti sono aumentati in tutta l'area del Delta del Po (Manfrin et al., 2015). Nell'Adriatico sudorientale la presenza di femmine ovigere è segnalata da settembre all'inizio di ottobre (Milori et al., 2017), ma nelle coste dell'Emilia Romagna la prima segnalazione sulla presenza di femmine post-ovigere risale a novembre 2018 (Munari & Mistri 2019). Questa specie andata incontro a forte espansione, con un incremento esponenziale delle popolazioni tra il 2017 e il 2018, in particolare in aree deltizie e altamente produttive come il Delta del Po, dove attualmente risulta ben acclimatata ed estremamente numerosa dall'aprile 2023. Emerge la necessità di studi approfonditi per comprendere i fattori ecologici scatenanti l'esplosione della specie nel delta del Po.



Fig. 1 – Un esemplare maturo di granchio blu, *Callinectes sapidus*.

Impatto è una delle 100 peggiori specie invasive presenti nel Mar Mediterraneo (Streftaris & Zenetos, 2006), poiché ha un impatto sia sulla biodiversità che sull'economia; può inoltre avere un impatto sulle comunità bentoniche a più livelli trofici (Mancinelli et al., 2017b). La sua marcata fertilità, il facile adattamento e la sua voracità stanno mettendo in difficoltà molte specie autoctone (anche di interesse commerciale). La massiccia presenza di questo organismo risulta problematica anche per le attività economiche locali legate alla pesca tradizionale e all'allevamento di bivalvi. I pescatori del Delta del Po riportano infatti numerose perdite economiche legate alla predazione del granchio blu verso il seme di cozze e vongole all'interno degli allevamenti. Ulteriori problemi sono legati alle risorse alieutiche, poiché il granchio blu entra massivamente all'interno degli attrezzi da pesca a posa fissa, occupandoli, mangiando il pescato o danneggiandolo in maniera irreversibile. Inoltre risulta che la specie riesca a tagliare le reti utilizzate, arrecando danno all'attrezzatura stessa.

Metodi di controllo. Gli interventi possibili sono l'eradicazione per cattura diretta ed un controllo più rigido delle acque di zavorra delle navi. A causa della recente introduzione non sono ancora disponibili linee guida nazionali per la gestione di questa specie. Di recente è promossa anche la cattura nei canali di transito a scopo gastronomico delle femmine ovigere, che risalgono il corso d'acqua, fino ad ambienti di acqua dolce per accoppiarsi con il maschio. Il consumo del granchio blu sta prendendo piede, anche se i guadagni non sembrano ancora riuscire a colmare le perdite dovute ai loro danni. Una pesca selettiva verso questa specie e la creazione di una filiera dedicata con una valorizzazione del prodotto, e soluzioni per lo smaltimento degli individui non commercializzabili, avrebbe quindi la potenzialità di ridurre la consistenza delle popolazioni del delta del Po e degli effetti negativi correlati, portando contemporaneamente ad un guadagno economico.

Bibliografia

- Laughlin RA. (1982). Feeding habits of the blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, in the Apalachicola estuary, Florida. *Bulletin of Marine Science* 32(4):807-822
- Mancinelli G., Chainho P., Cilent, L., Falco S., Kapiris K., Katselis G., Ribeiro F. (2017a). The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in southern European coastal waters: Distribution, impact and prospective invasion management strategies. *Marine Pollution Bulletin* 119: 5-11.
- Mancinelli G., Alujević K., Guerra M., Raho D., Zotti M., Vizzini S. (2017b). Spatial and seasonal trophic flexibility of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in invaded coastal habitats of the Apulia region: a stable isotope analysis. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 198: 421-431.
- Manfrin C., Comisso G., Dall'Asta A., Betosso N., Chung J.S. (2016). The return of the blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896, after 70 years from its first appearance in the Gulf of Trieste, northern Adriatic Sea, Italy (Decapoda: Portunidae). *CheckList the journal of Biodiversity data* 12:2006
- Manfrin C., Turolla E., Sook Chung J., Giulianini PG. (2015). First occurrence of *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) within the Sacca di Goro (Italy) and surroundings». *Check list, the journal of biodiversity data* 11:1640
- Milori E., Qorri L., Ibrahim E., Beqiraj S. (2017). Data on the distribution, population structure and establishment of the invasive blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda, Brachyura, Portunidae) in the Lagoon of Viluni (South-East Adriatic Sea, Albania). *Albanian Journal of Agricultural Sciences (Special edition)*: 485-492.
- Munari C., Mistri M. (2019). Un nuovo ritrovamento di *Callinectes sapidus* Rathburn, 1896 lungo le coste dell'Emilia Romagna. 50° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina, Livorno, 10-14 giugno 2019
- Munari C., Mistri M. (2008). Biodiversity of soft-sediment benthic communities from Italian transitional waters. *J Biogeogr.*35:1622-37.
- Rathbun M.J. (1896). The genus *Callinectes*. *Proceedings of the United States National Museum* 18(1070): 349-375
- Streftaris N. & Zenetos A. (2006). Alien marine species in the Mediterranean - the 100 'worst Invasives' and their impact. *Mediterranean Marine Science* 7 (1): 87-118.

Grandidierella japonica

Sistematica

Order AMPHIPODA

Suborder GAMMARIDEA

Family AORIDAE

Genus *Grandidierella*

Grandidierella japonica Stephensen, 1938



Fig. 2 – *Grandidierella japonica*, A maschio, B femmina.

Descrizione. *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 è un piccolo anfipode (fino a 22 mm circa), di colore screziato dal grigio al grigio marrone (fig. 2). Presenta un marcato dimorfismo sessuale, in particolare nelle dimensioni e nella forma dello gnatopode 1 (fig. 2A) che nel maschio è massiccio, con tre denti distali sul margine posteriore del carpo ed un dente allargato, formante una sorta di pollice; il bordo anteriore del carpo porta circa 40 creste sottili, chiamate "organi stridulatori" (Stephensen 1938); il penduncolo dell'antenna 1 ha delle spine ventrali (fig. 3), l'urosomite 1 presenta 3 spine sulla superficie antero-laterale, l'uropode 3 è uniramoso. Si differenzia dalla specie di anfipode comune nel Mar Adriatico (con cui è facilmente confondibile), *Microdeutopus gryllotalpa*, principalmente per le caratteristiche dello gnatopode 1 e dell'uropode 3, che è biramoso in quest'ultimo.

Ecologia. è un organismo bentonico, cioè appartiene alla comunità di invertebrati legati al fondale dei corpi d'acqua, che costituisce un'importante anello della rete alimentare marina e lagunare. *Grandidierella japonica* si nutre di detrito, diatomee bentoniche e particolato sospeso; è un'importante preda per vari pesci che si nutrono sul fondo. È una specie in grado di tollerare gli ampi intervalli di salinità tipici di zone d'estuario. Vive in acque sia salmastre che marine, in sedimenti sabbiosi-fangosi della zona intertidale inferiore e subtidale superiore, ma può essere presente anche nelle barriere di ostriche o nelle praterie di fanerogame (Chapman & Dorman 1975; Lavesque et al., 2014), così come nei tappeti algali (Ashelby 2006). Nei sedimenti fangosi costruisce tubi a forma di U, all'interno dei quali si trovano spesso, insieme, un maschio ed una femmina (Chapman & Dorman 1975). È sensibile ad elevate concentrazioni di metalli e contaminazione da petrolio; la sua presenza potrebbe essere facilitata da un moderato arricchimento organico (Smith et al. 1999).

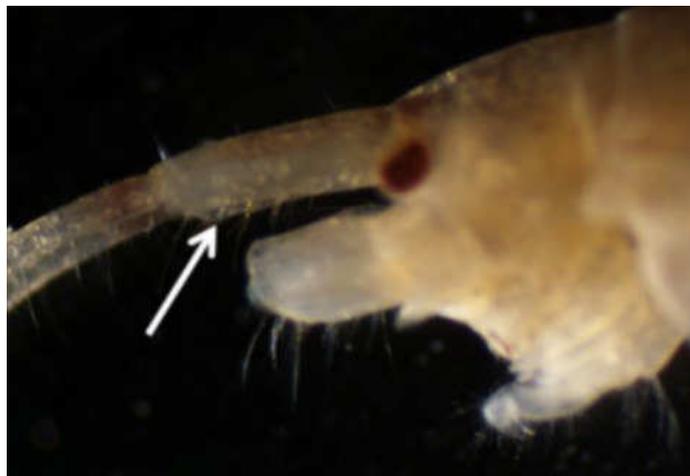


Fig. 3 – Uno dei caratteri diagnostici, le spine ventrali sul peduncolo antennale.

Habitat e distribuzione. *Grandidierella japonica* è una specie di anfipode (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) originaria del Giappone, la cui presenza è stata segnalata nella Baia di San Francisco (California) (Chapman & Dorman 1975), ma anche nei sedimenti intercotidali e subtidali di baie e estuari della costa occidentale del Nord America dal Messico al Canada, nel Sud-est dell'Inghilterra (Noël 2011) e nella costa atlantica della Francia (Lavesque et al., 2014). Le prime segnalazioni nel Mediterraneo di *G. japonica* si hanno nella Sacca di Goro (Munari et al., 2016) e nella marina di Viareggio (Marchini et al., 2016). In Sacca di Goro forma dense popolazioni (con oltre 7200 ind/m²) con individui in grado di riprodursi all'interno di questo ambiente.

Introduzione. Essendo un organismo in grado di vivere nelle incrostazioni delle carene delle imbarcazioni, l'insediamento di *G. japonica* potrebbe essere legato all'intensa attività di navigazione verso, e da, i porti commerciali di Venezia e Ravenna, ed il terminale di rigassificazione di Porto Levante, ricevente navi mercantili dall'Arabia e da tutte le coste d'Europa. Tuttavia, il vettore più probabile della sua introduzione nella Sacca di Goro è il commercio di seme di molluschi bivalvi, legato principalmente all'allevamento di ostriche.

Impatto. Al suo arrivo era stata ipotizzata una possibile competizione con le specie native (Munari et al., 2016). Nell'ambiente acquatico della Sacca di Goro ed in generale nel delta del Po è andata via via sostituendo la specie nativa *Microdeutopus gryllotalpa*. È difficile prevedere l'effetto di *G. japonica* sull'intera comunità bentonica della Sacca di Goro, dove si trova ad interagire con molte altre specie aliene; la reciproca facilitazione tra specie aliene nel tempo potrebbe metterebbe a rischio il funzionamento dell'intero ecosistema.

Controllo. Considerando che tra tutti i vettori di introduzione l'acquacoltura è il più facile da controllare, nelle lagune dell'Adriatico dovrebbero essere introdotte misure di controllo rigorose per ridurre o prevenire ulteriori introduzioni di specie aliene. Allo stato attuale non è possibile l'eradicazione di *G. japonica*, mentre la prevenzione mediante controlli risulta il metodo migliore per evitare l'insediamento di ulteriori specie aliene.

Bibliografia

- Ashelby C. (2006) Record of the introduced amphipod *Grandidierella japonica* Stephensen 1938 (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea: Aoridae) from the Orwell estuary, Suffolk. *Transactions of the Suffolk Natural History* 42:48–54.
- Chapman JW., Dorman JA. (1975) Diagnosis, systematics, and notes on *Grandidierella japonica* (Amphipoda: Gammaridea) and its introduction to the Pacific coast of the United States. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* 74:104–8.
- Lavesque N., Gouillieux B., de Montaudouin X., Bachelet G., Bonifácio P., Simonet E. (2014) Premier signalement de l'espèce introduite *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) dans le bassin d'Arcachon. *An aod - Les cahiers naturalistes de l'Observatoire Marin* 3: 1–9.
- Marchini A., Ferrario J., Nasi E (2016) Arrival of the invasive amphipod *Grandidierella japonica* to the Mediterranean Sea *Marine Biodiversity Records* 9:38
- Munari C., Bocchi N., Mistri M. (2016). *Grandidierella japonica* (Amphipoda:Aoridae): a non-indigenous species in a Po delta lagoon of the northern Adriatic (Mediterranean Sea). *Marine Biodiversity Records* 9:12
- Noël P. (2011) Checklist of cryptogenic and alien crustacea of the European Atlantic coast. In: Galil BS, Clark PF, Carlton JT, editors. In the wrong place - Alien marine crustaceans: distribution, biology and impacts. Berlin: Springer. p. 345–75.
- Smith P., Perrett J., Garwood P., Moore G. (1999) Two additions to the UK marine fauna: *Desdemona ornata* Banse, 1957 (Polychaeta, Sabellidae) and *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda, Gammaridea). *Newsletter of the Porcupine Marine Natural History Society* 2:8–11.
- Stephensen K. (1938). *Grandidierella japonica* n. sp., a new amphipod with stridulating (?) organs from brackish water in Japan. *Annotationes Zoologicae Japonenses* 17:179–84.

La fauna ittica delle acque di transizione protette del Delta del Po dell'Emilia-Romagna

Mattia Lanzoni*; Mattias Gaglio, Giuseppe Castaldelli

Università Degli studi di Ferrara, Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Prevenzione

mattia.lanzoni@unife.it

Introduzione

Le lagune costiere e tutti gli ambienti acquatici di transizione possono e devono essere considerate sistemi dinamici, caratterizzati dalla presenza di importanti gradienti ambientali, che vanno a costituire una varietà complessa di habitat, specie e comunità, creando una variabilità spaziale naturale degli assemblaggi biologici, sia per quanto riguarda la struttura che la produttività dell'ecosistema lagunare deltizio. Recentemente, lo stato generale delle lagune costiere mediterranee ha sollevato notevoli preoccupazioni in termini ambientali e produttivi: inquinamento, perdita di aree a favore dell'agricoltura, mutamenti climatici e fisici hanno fortemente modificato sia la struttura che il funzionamento di questi ecosistemi, perdendo gran parte del loro valore intrinseco di biodiversità e di servizi ecosistemici forniti. Non fanno eccezione le lagune costiere Italiane e quelle nord adriatiche del delta del Po, in cui, negli ultimi venti anni, estesi fenomeni di eutrofizzazione e crisi distrofiche, e la variazione degli assetti produttivi con sviluppo importante delle pratiche di venericoltura, hanno ulteriormente contribuito allo squilibrio nella composizione delle comunità biologiche ed in particolare di quelle ittiche. Tale modificazione e compromissione degli habitat, oltre ad avere effetti sostanziali sulle comunità ittiche, hanno avuto pesanti ricadute sull'intero ecosistema ed inevitabilmente anche sulle stesse produzioni lagunari. La composizione, struttura e funzionalità della fauna ittica lagunare, largamente utilizzata per monitorare tali ecosistemi, viene ad essere così un importante componente della biodiversità ed indicatore della qualità ecologica delle lagune costiere mediterranee, comprese quelle del Nord-Adriatico .

Lo studio ha interessato gli habitat costieri di transizione più rappresentativi del delta del Po dell'Emilia-Romagna, in particolare l'analisi ha considerato gli ambienti di transizione più importanti e significativi presenti nella Regione, seguendo un gradiente nord-sud lungo la costa adriatica, includendo gli ambienti lagunari vallivi di diversa estensione, morfologia, forme di sfruttamento e gestione. In questo lavoro la risorsa biologica a cui si fa riferimento è la fauna ittiche delle acque di transizione del nord-Adriatico, di cui in particolare sono state indagati l'aggiornamento tassonomico, la presenza e distribuzione delle la loro specie caratterizzazione qualitativa in gruppi funzionali in base all'uso dell'habitat. I dati e risultai riportati in questo

lavoro fanno riferimento a 4 ambienti rappresentativi dell'intera area del delta emiliano-romagnolo: 1) Sacca di Goro, Po di Goro, Valle Dindona, Foce del Po di Volano, Codice Rete Natura 2000: IT4060005; 2) Vene di Bellocchio, Sacca di Bellocchio, Foce del Fiume Reno, Pineta di Bellocchio, Codice Rete Natura 2000: IT4060003; 3) Ortazzo, Ortazzino, Foce del Torrente Bevano, Codice Rete Natura 2000: IT4070009; 4) Saline di Cervia Codice Rete Natura 2000: IT4070007.

I popolamenti ittici delle acque di transizione del Delta del Po

I popolamenti ittici che contraddistinguono le acque di transizione del Nord Adriatico, posso essere raggruppati in 5 diverse categorie ecologiche: residenti lagunari (RL), migratori marini (MM), migratori occasionali (MO), migratori anadromi (MA) e specie dulciacquicole (SD). A seguire viene riportata una descrizione delle 5 categorie ecologiche citate a cui appartengono a pieno titolo anche le specie ittiche delle aree del Delta del Po dell'Emilia-Romagna oggetto di questo lavoro. I Residenti lagunari (**RL**). Appartengono a questa categoria quelle specie che spendono tutto il loro ciclo di vita nell'ambiente lagunare, o almeno la maggior parte di esso, inclusa la riproduzione. Tale capacità è dovuta al loro alto grado di tolleranza e adattamento alle mutevoli condizioni ambientali che si verificano durante l'anno all'interno degli ambienti lagunari, come il cambiamento di salinità e temperatura, le variazioni di marea e di concentrazioni d'ossigeno disciolto. Il numero dei residenti lagunari è generalmente basso, se comparato al numero totale di tutte le specie presenti in laguna, ed è in stretta dipendenza dalle caratteristiche dell'ambiente lagunare e dalla comunità stessa. Questa categoria comprende numerose specie di gobidi come *Pomatoschistus marmoratus*, *P. canestrini*, *Gobius niger*, *Zosterisessor ophicephalus*, il latterino *Atherina boyeri*, alcune specie di pesci ago come *Syngnathus abaster*, il nono *Aphanius fasciatus* e specie appartenenti alla famiglia dei Blennidi come *Salaria pavo*. I Migratori marini (**MM**). Per migratori marini si intendono quelle specie con un ciclo di vita diviso tra laguna e mare, legate al mare per la riproduzione ma che compiono migrazioni periodiche, su base stagionale, negli ambienti lagunari. Queste migrazioni possono essere legate ad una precisa fase del ciclo biologico delle specie, oppure caratterizzate da più cicli di migrazione fra mare e laguna e viceversa. Tali caratteristiche sono tipiche delle le specie migranti giovanili (**MG**), dove la laguna viene utilizzata come area "nursery", in quanto trovano ottime condizioni per la crescita. Specie diverse, ma con la stessa strategia di vita in cui la riproduzione avviene nelle aree marine, dove, individui adulti depongono le uova di piccola taglia, dopo la deposizione, la corrente marina trasporta, i migratori marini, in fase larvale verso le coste e le lagune. Nelle acque di transizione del Nord Adriatico la migrazione dei giovanili nell'ambiente lagunare viene chiamata "la montata del pesce novello" con un massimo di intensità nel tardo inverno, primavera ed inizio estate. Altre specie marine occupano le acque di transizioni con una periodicità stagionale, sono i migratori stagionali (**MS**) i quali entrano in laguna principalmente nei mesi primavera-estate dove trovano

un'abbondanza di cibo. Tra i migratori giovanili troviamo la sogliola *Solea solea*, l'orata *Sparus aurata*, alcuni ghiozzetti come *Pomatoschistus minutus*. In alcuni casi gli stadi giovanili, sub-adulti e adulti occupano le acque di transizione insieme provocando una migrazione ciclica tra area marina e acque di transizione, quindi queste specie sono da considerarsi sia migratori giovanili (**MG**) che migratori stagionali (**MS**). Nelle aree lagunari vallive del Delta del Po questo comportamento è riconducibile alla passera, *Platichthys flesus*, branzino o spigola *Dicentrarchus labrax* e i cefali *Mugil cephalus*, *Chelon labrosus*, *Liza Aurata*, *L. ramada* e *L. salies*. I Migratori occasionali (**MO**). Appartengono a questa categoria quelle specie che occupano le acque di transizione in maniera irregolare e sporadica, passando la maggior parte della loro vita nelle acque marine (Elliot and Dewailly 1995; Elliot et al. 2007). Queste specie sono soggette all'influenza marina alle zone adiacenti all'insenature marine caratterizzate dalla presenza di vegetazione sommersa (Franco et al. 2006). Le specie marine più comuni che appartengono a questa categoria sono lo sgombro *Scomber scombrus*, il soaso *Scophthalmus rhombus*., ed altre. Va ricordato che non fanno parte di questa categoria le specie eurialine, in quanto migratori regolari dell'ambiente lagunare. I Migratori anadromi (**A**). Si considerano quelle specie che si riproducono in acque dolci e successivamente migrano in mare dove trascorrono gran parte della loro vita. Queste specie utilizzano gli ambienti di transizione come aree di passaggio durante la migrazione tra il mare e le acque dolci. Tra i migratori anadromi del Delta del Po, che ogni primavera colonizza particolari areali di acqua dolce per la riproduzione è possibile trovare la cheppia *Alosa fallax*, la lampreda di mare, *Petromyzon marinus*, lo storione cobice *Acipenser naccarii*. Va ricordato come in Italia le popolazioni di queste specie abbiano subito un considerevole calo demografico, determinato dalla costante abbassamento della qualità delle acque, dalla presenza di sbarramenti e dighe lungo i principali corsi d'acqua come il Po, l'eccessiva pressione di pesca, ed in fine la forte competizione con le nuove specie alloctone. I Migratori catadromi (**C**). Si considerano quelle specie che si riproducono in acque marine e successivamente migrano nelle acque interne dolci e di transizione per compire gran parte del loro ciclo vitale fino alla maturità sessuale. Queste specie utilizzano gli ambienti di transizione sia come aree di passaggio durante la migrazione tra il mare e le acque dolci che come aree sia di accrescimento sia in fase di emigrazione riproduttiva da acque dolci a mare. È possibile catalogare un'unica specie Tra i migratori catadromi nelle acque del Delta del Po, l'anguilla europea (*Anguilla anguilla*). Specie dulciaquicole (**F**). Si intendono quelle specie d'acqua dolce che entrano occasionalmente in ambienti di transizione. Sono solitamente rinvenibili in acque oligoaline, per la vicinanza di sbocchi ed immissioni d'acqua dolce, in coincidenza con i periodi primaverili, autunnali di piena. Di questa categoria fanno parte principalmente ciprinidi come alborella *Alburnus alburnus* e la carpa *Cyprinus carpio*, o predatori come il luccio *Esox flavie*, il siluro *Silurus glanis* ed il lucioperca *Stizostedion lucioperca*.

Le specie ittiche

Sono state complessivamente censite 43 specie ittiche, appartenenti a 25 famiglie diverse. I gobiidi sono il taxon di maggiore ricchezza in specie (totale 6), seguiti dai mugilidi con 6 specie e dagli sparidi con 4; mentre le altre famiglie sono risultate rappresentate da 3 o 1 sola specie, ciascuna. Delle 30 specie rilevate, 10 di queste sono risultate di interesse conservazionistico e/o inserite sotto vincoli particolari di protezione tra cui storione cobice, cheppia; ghiozzetto cenerino e ghiozzetto di laguna, il nono, il pesce ago di rio inserite in Direttiva Habitat 92/43/CEE (D.P.R. dell'8 settembre 1997, n. 357) e la Convenzione di Berna (Legge 5 agosto 1981, n.503) e l'anguilla con il Regolamento europeo CE N. 1100/2007 del 18 settembre 2007; IUCN 2013. Tutte le specie censite sono risultate caratteristiche delle acque di transizione del Nord Adriatico, consentendo di caratterizzare la comunità ittica anche in gruppi funzionali in base all'utilizzo dell'habitat. La comunità ittica è risulta caratterizzata da specie migratrici marine e residenti lagunari entrambi rispettivamente per il 25,6 % sul totale delle specie, seguite da specie dulciaquicole per il 20,9 % e dai migratori occasionali per un valore del 18,6% sul totale delle specie. I gruppi funzionali meno rappresentati sono risultate le specie anadrome rappresentate solamente da 3 specie e le catadrome con un'unica specie l'anguilla.

Tabella 1. Lista tassonomica delle specie censite e relativa categoria ecologica. In verde sono riportate le specie ittiche di particolare interesse conservazionistico e/o inserite sotto vincoli particolari di protezione.

Nome scientifico	Nome comune	Famiglia	Categoria ecologica	Cat. Ecol.
<i>Alosa fallax</i>	Cheppia	Clupeidae	Anadromo	A
<i>Petromyzon marinus</i>	Lampreda di mare	Petromizontidae	Anadromo	A
<i>Acipenser naccarii</i>	Storione cobice	Acipenseridae	Anadromo	A
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguilla	Anguillidae	Catadromo	C
<i>Abramis brama</i>	Abramide	Cyprinidae	Acqua dolce	F
<i>Alburnus alburnus</i>	Alborella	Cyprinidae	Acqua dolce	F
<i>Carassiu auratus</i>	Carassio	Cyprinidae	Acqua dolce	F
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	Cyprinidae	Acqua dolce	F
<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca	Percidae	Acqua dolce	F
<i>Amerinus melas</i>	Pescegatto	Ictaluridae	Acqua dolce	F
<i>Ictalurus punctatus</i>	Pescegatto punteggiato	Ictaluridae	Acqua dolce	F
<i>Silurus glanis</i>	Siluro	Siluridae	Acqua dolce	F
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Spinarello	Gasterosteidae	Acqua dolce/Residente lagunare	F/RL
<i>Liza ramada</i>	Muggine calamita	Mugilidae	Migratore marino	MM
<i>Mugil cephalus</i>	Muggine cefalo	Mullidae	Migratore marino	MM
<i>Liza aurata</i>	Muggine dorato	Mugilidae	Migratore marino	MM
<i>Chelon labrosus</i>	Muggine labbrone	Moronidae	Migratore marino	MM
<i>Lisa saliens</i>	Muggine musino	Mugilidae	Migratore marino	MM
<i>Sparus aurata</i>	Orata	Sparidae	Migratore marino	MM
<i>Syngnathus acus</i>	Pesce ago	Syngnathinae	Migratore marino	MM
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Rombo	Soleidae	Migratore marino	MM
<i>Solea solea</i>	Sogliola	Soleidae	Migratore marino	MM
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Spigola	Sparidae	Migratore marino	MM
<i>Mullus barbatus</i>	Triglia	Mullidae	Migratore marino	MM
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Acciuga	Engraulidae	Migratore occasionale	MO
<i>Belone belone</i>	Aguglia	Belonidae	Migratore occasionale	MO
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	Capone/Galinella	Triglidae	Migratore occasionale	MO
<i>Pagellus bogaraveo</i>	Occhione	Sparidae	Migratore occasionale	MO
<i>Umbrina cirrosa</i>	Ombrina	Sciaenidae	Migratore occasionale	MO
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sarago	Sparidae	Migratore occasionale	MO
<i>Scombe scomber</i>	Sgombro	Scophthalmidae	Migratore occasionale	MO
<i>Sprattus sprattus</i>	Spratto	Clupeidae	Migratore occasionale	MO
<i>Salaria pavo</i>	Bavosa	Blennidae	Residente lagunare	RL
<i>Pomatoschistus canestrinii</i>	Ghiozzo cenerino	Gobiidae	Residente lagunare	RL
<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>	Ghiozzo Go	Gobiidae	Residente lagunare	RL
<i>Knipowitschia panizzae</i>	Ghiozzo laguna	Gobiidae	Residente lagunare	RL
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Ghiozzo minuto	Gobiidae	Residente lagunare	RL
<i>Gobius niger</i>	Ghiozzo nero	Gobiidae	Residente lagunare	RL
<i>Gobius paganellus</i>	Ghiozzo paganello	Gobiidae	Residente lagunare	RL
<i>Atherina boyeri</i>	Latterino	Atherinidae	Residente lagunare	RL
<i>Aphanius fasciatus</i>	Nono	Cyprinodontidae	Residente lagunare	RL
<i>Platichthys flesus</i>	Passera	Pleronectidae	Migratore marino	RL
<i>Syngnathus abaster</i>	Pesce ago di rio	Syngnathinae	Residente lagunare	RL

Specie ittiche		Presenza delle specie nelle aree di studio			
Nome scientifico	Nome comune	Sacca di Goro IT4060005	Bellocchio, Foce Reno IT4060003	Ortazzo, Bevano IT4070009	Saline Cervia IT4070007
<i>Abramis brama</i>	Abramide	•	•		
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Acciuga	•	•	•	•
<i>Belone belone</i>	Aguglia	•			
<i>Alburnus alburnus</i>	Alborella	•	•		
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguilla	•	•	•	•
<i>Salaria pavo</i>	Bavosa	•	•	•	•
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	Capone/Galinella	•	•		
<i>Carassius auratus</i>	Carassio	•	•		
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	•	•	•	
<i>Alosa fallax</i>	Cheppia	•	•	•	
<i>Pomatoschistus canestrini</i>	Ghiozzo cenerino	•	•	•	•
<i>Zosterisessor ophiocephala</i>	Ghiozzo Go	•	•	•	•
<i>Knipowitschia panizzae</i>	Ghiozzo laguna	•	•	•	•
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Ghiozzo minuto	•			
<i>Gobius niger</i>	Ghiozzo nero	•			
<i>Gobius paganellus</i>	Ghiozzo paganello	•	•	•	
<i>Petromyzon marinus</i>	Lampreda di mare	•			
<i>Atherina boyeri</i>	Latterino	•	•	•	•
<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca	•	•		
<i>Liza ramada</i>	Muggine calamita	•	•	•	•
<i>Mugil cephalus</i>	Muggine cefalo	•	•	•	•
<i>Liza aurata</i>	Muggine dorato	•	•	•	•
<i>Chelon labrosus</i>	Muggine labbrone	•	•	•	
<i>Lisa saliens</i>	Muggine musino	•	•	•	•
<i>Aphanius fasciatus</i>	Nono	•	•	•	•
<i>Pagellus bogaraveo</i>	Occhione	•			
<i>Umbrina cirrosa</i>	Ombrina	•	•		
<i>Sparus aurata</i>	Orata	•	•	•	
<i>Platichthys flesus</i>	Passera	•	•	•	
<i>Syngnathus acus</i>	Pesce ago	•	•	•	•
<i>Syngnathus abaster</i>	Pesce ago di rio	•	•	•	•
<i>Amerinus melas</i>	Pescegatto		•		
<i>Ictalurus punctatus</i>	Pesce gatto americano		•		
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Rombo	•	•		
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sarago	•	•		
<i>Scorpaenopsis scorpaenoides</i>	Sgombro	•	•		
<i>Silurus glanis</i>	Siluro		•		
<i>Solea solea</i>	Sogliola	•	•	•	•
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Spigola	•	•	•	•
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Spinarello		•	•	
<i>Sprattus sprattus</i>	Spratto	•	•		
<i>Acipenser naccarii</i>	Storione cobice		•		•
<i>Mullus barbatus</i>	Triglia	•		•	

Tabella 2. Presenza e distribuzione delle specie per singola area-ambiente rappresentativo dell'intera area del delta emiliano-romagnolo.



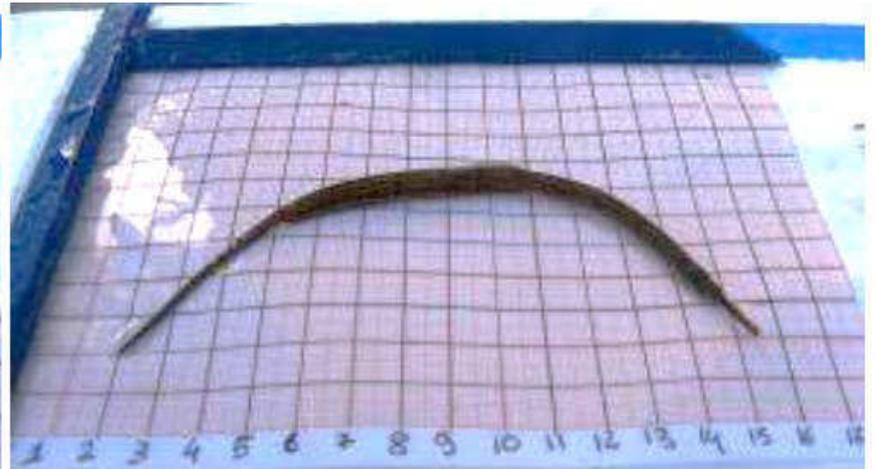
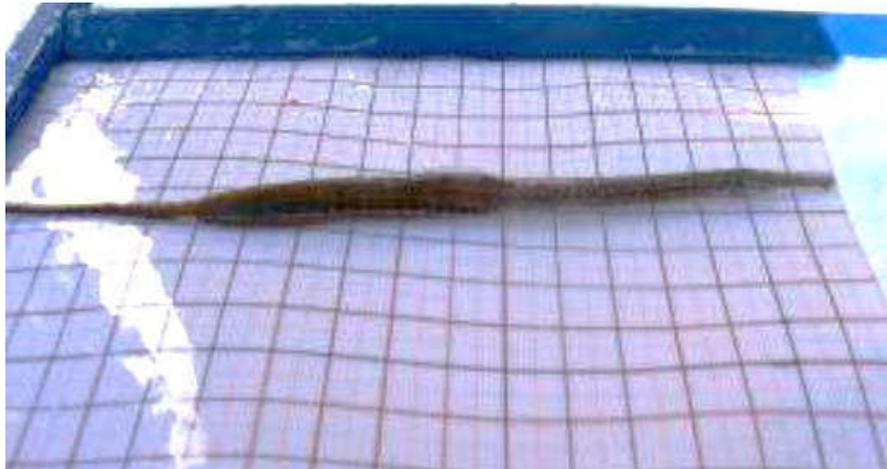
Esemplare di *Pomatoschistus canestrini* censito alla foce fiume Bevano.



Esemplare *Aphanius fasciatus* di censito nel sito saline di Cervia



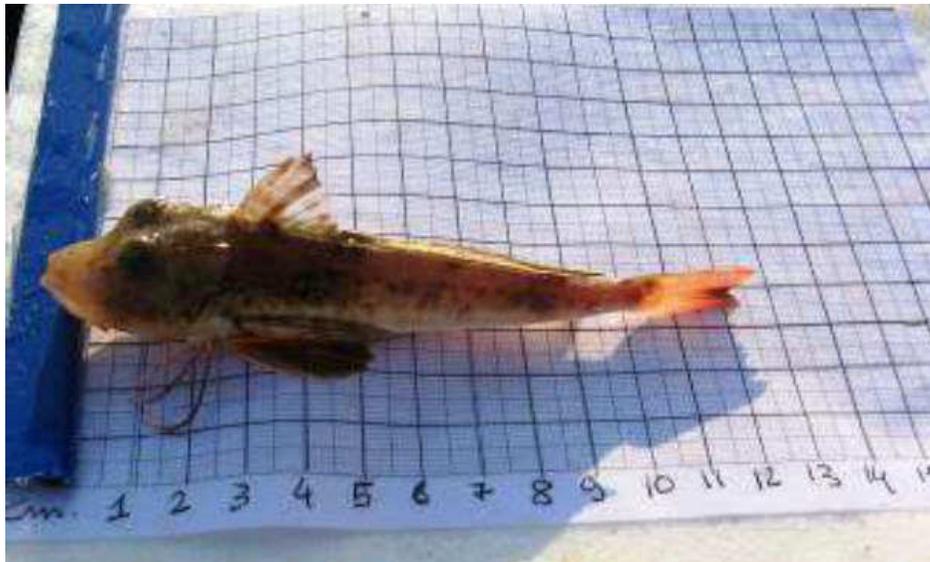
Esemplare di spinarello di *Gasterosteus Aculeatus* censito nel sito vene di Bellocchio



Esemplare di il pesce ago di rio *Syngnathus abaster*, censito nel sito sacca di Goro



Esemplari di anguilla *Anguilla anguilla* allo stadio di ceca e allo stadio di gialla censiti nel canale Gobbino



Esemplare di capone/gallinella *Chelidonichthys lucerna* e esemplari di orata *Sparus aurata* censiti nel sito sacca di Goro

Considerazioni finali

Le lagune costiere e tutti gli ambienti acquatici di transizione sono sistemi altamente produttivi e allo stesso tempo, funzionano come habitat fondamentali per la conservazione di alcune specie che utilizzano le lagune per la riproduzione e l'alimentazione. Nel complesso, i risultati emersi sulla presenza, distribuzione e la diversità ittica, evidenziano il ruolo fondamentale di conservazione di questi ambienti, nella conservazione biologica e nella fornitura di servizi ecosistemici tra cui quelli relativi alle produzioni ittiche e quello relativo alla biodiversità, in particolare come funzione conservazionistica e la funzione di area “nursery” per le specie ittiche lagunari vallive.

Bibliografia

- AA. VV. 2009-Carta ittica Provinciale delle Aree Lagunari e Vallive (Zona C). Provincia di Rovigo, Assessorato alla pesca, 154 pp
- AA.VV, 1999- Nuove progettualità per la gestione di un ambiente Ramsar: Valle Fattibello-Spavola, Atti del Convegno Scientifico Comacchio (FE), 22 ottobre 1999. Laguna
- Elliot M. and Hemingway KL 2002. Fishes in estuaries. Blackwell Science, UK, p 636
- Franco A., Elliott M., Torricelli P., 2007. Biodiversity and eco system functioning in coastal and transitional water Estuarine, Coastal and Shelf Science 75 (2007) 1-3.
- Franco A., Franzoi P., Malavasi S., Riccato F., Torricelli P., 2006b. Fish assemblages in different shallow water habitats of the Venice lagoon, Hydrobiologia 555:159-174
- Franco A., Franzoi P., Torricelli P. 2010. Fish assemblage diversity and dynamics in the Venice lagoon. Rend. Fis. Acc. Lincei
- Franzoi P., Penzo P., Pelizzato M., 2002. Vallicoltura e pesca del pesce novello. In: Pellizzato M.,(ed) Pesci, molluschi e crostacei della laguna di Venezia, risorse ittiche e ambiente lagunare tra storia e innovazione. Provincia di Venezia, Cicero, pp 99-129
- Gandolfi G., Ioannilli E., Vitali R., 1985. Caratteristiche biologiche delle comunità ittiche, studi sulle migrazioni ad aspetti quantitativi delle attività alieutiche nel Delta del Po. Nova Thalassia 7: 281-309.
- Gaglio, M., Lanzoni, M., Goggi, F., Fano, E.A., Castaldelli, G. (2023). Integrating payment for ecosystem services in protected areas governance: The case of the Po Delta Park. Ecosystem Services, Vol. 60. DOI 10.1016/j.ecoser.2023.101516
- Lanzoni, M., Gavioli, A., Castaldelli, G., Aschonitis, V., Milardi, M. (2022). Swoon over the moon: The influence of environmental factors on glass eels entering Mediterranean coastal lagoons. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol. 264. DOI 10.1016/j.ecss.2021.107668
- Lanzoni, M., Gaglio, M., Gavioli, A., Anna Fano, E., & Castaldelli, G. (2021). Seasonal variation of functional traits in the fish community in a brackish lagoon of the po river delta (northern Italy). Water (Switzerland), Vol. 13, Issue 5. DOI 10.3390/w13050679.
- Rossi R., 1986. Occurrence, abundance and growth of fish fry in Scardovari Bay, a nursery ground of the Po. River Delta (Italy). Arch Oceanol Limnol 20:259-280
- Rossi R., Carrieri A, Franzoi P., Cavallini G., Gnes A., 1987/88 – A study of eel (*Anguilla anguilla* L.) population dynamics in the Valli di Comacchio lagoons (Italy) by mark-recapture method. Oebalia, 14 N.S., 87-106
- Rossi R., Cavallini G., Plazzi M, Carrieri A., 1989/90 – Struttura della popolazione di anguille gialle ed argentine (*Anguilla anguilla* L. 1758) nelle Valli di Comacchio – Annuali dell'Università di Ferrar (Nuova serie), Sezione Biologia e Medicina, Vol 2, N.1 24.
- LIFE09NATIT000110 *Conservation of habitats and species in the Natura 2000 sites in the Po Delta Acronimo: Natura 2000 in the Po Delta*
- Rossi R., Cataudella S., Franzoi P., Mazzola A., 1999 – Pesca del novellame da allevamento, valutazione di una attività e sue prospettive, In: la pesca del novellame, laguna (suppl) 6/99: 129-135.
- Tortonese E., 1970. Osteichthyes, parte I (Fauna d' Italia vol. X) Calderini ed, Bologna, XIII, 545 pp



Riserva Naturale dello Stato "Sacca di Bellocchio" – Nido di fraticello con due pulli appena dopo la schiusa (foto G. Nobili).

Efficacia delle isole artificiali di sabbia nella Sacca di Goro per la riproduzione dei laro-limicoli

Jacopo G. Cecere, Riccardo Nardelli, Lorenzo Serra

Area per l'Avifauna Migratrice (BIO-AVM), Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Via Cà Fornacetta 9, I-40064 Ozzano Emilia (BO), Italy

Tra le diverse misure previste dal Progetto LIFE "AGREE" - coAstal laGoon long teRm managEmEnt (LIFE13 NAT/IT/000115) per la conservazione a lungo termine di habitat e specie Natura 2000 della Sacca di Goro, il Raggruppamento Carabinieri per la Biodiversità ha curato la realizzazione di isole artificiali quali habitat riproduttivi per i laro-limicoli, specie di uccelli appartenenti all'ordine dei Charadriiformi. Le isole artificiali rappresentano per queste specie un'importante risorsa, in grado di fornire un ambiente strutturalmente idoneo alla nidificazione e generalmente caratterizzato da un basso disturbo. L'efficacia di questi interventi è stata testata in diverse zone umide italiane considerate di particolare importanza per la conservazione degli uccelli acquatici. Isole artificiali per la nidificazione dei laro-limicoli sono state, ad esempio, realizzate con successo anche nell'ambito del progetto LIFE Nature MC SALT (LIFE10 NAT/IT/000256) nella Salina di Cervia all'interno del Parco regionale del Delta del Po dell'Emilia Romagna.

L'esigenza di realizzare isole artificiali all'interno della Sacca di Goro nacque sostanzialmente dalla presenza di numerosi e persistenti fenomeni di disturbo e di minaccia presenti lungo lo scanno nuovo di Goro che ostacolano la riproduzione delle coppie di Fraticello (*Sternula albifrons*), Fratino (*Charadrius alexandrinus*) e Beccaccia di mare (*Haematopus ostralegus*) che ogni anno si insediano nell'area. Le minacce sono costituite dalla presenza di predatori aerei (in prevalenza Gabbiano reale) e terrestri (Volpe, ratti e cani), ma anche e soprattutto dalla presenza di numerosi bagnanti che inconsapevolmente arrecano disturbo di diverso tipo (es.: calpestio, distruzione nidi, allontanamento degli individui in cova o in alimentazione pulcini, occupazione dell'area di insediamento, presenza di cani).

Nel corso del 2016, sono state quindi realizzate 3 isole artificiali, collocate tra lo scanno vecchio e quello nuovo, in ambito di Riserva Naturale dello Stato "Dune e isole della sacca di Gorino"; inoltre, tra il 2016 e il 2017, un'ampia area circolare idonea per la nidificazione dei laro-limicoli in prossimità della punta occidentale dello scanno nuovo, è stata interdetta all'accesso dei bagnanti per mezzo di una recinzione metallica (figure 1 e 2).

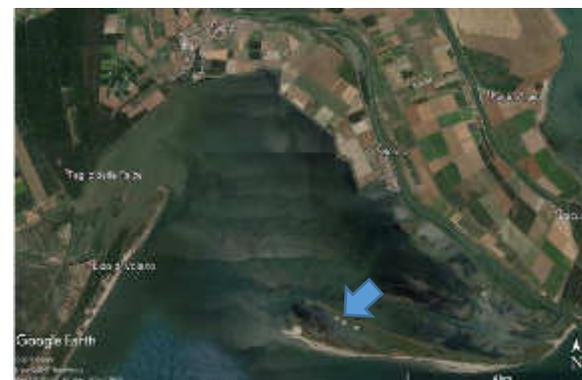


Fig. 1 e 2 Foto satellitari della Sacca di Goro con evidenziata la posizione dei tre isolotti artificiali realizzati con il progetto LIFE AGREE (© 2017 Google Earth).

A partire dalla stagione riproduttiva del 2017, successivamente alla completa realizzazione delle aree di nidificazione, sono stati svolti i così detti “censimenti post-operam”, atti a valutare l’efficacia delle azioni intraprese e quindi la funzionalità degli habitat creati nei confronti dell’avifauna nidificante. L’attività è stata svolta congiuntamente da personale afferente all’Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), al Nucleo Carabinieri Tutela Biodiversità di Bosco Mesola e al Reparto Carabinieri per la Biodiversità di Punta Marina

I censimenti sono stati condotti con cadenza bisettimanale da aprile a luglio compresi, nel 2017 e nel 2018. Durante ogni uscita, le isole artificiali e l’area situata lungo la punta occidentale dello scanno sono stati raggiunti per mezzo di un natante. Le osservazioni e i conteggi sono sempre avvenuti prima dal natante in prossimità dei punti di interesse e poi successivamente, volta per volta, è stata valutata la possibilità di approdare e scendere direttamente sulle aree artificiali. Gli approdi alle isole in presenza di coppie nidificanti sono avvenuti solo quando i pulcini non erano ancora presenti (incubazione) o il numero di pulcini presenti non era elevato (prime schiuse) o quando la maggior parte di essi era già in grado di volare. Tali precauzioni sono state prese al fine di non arrecare eccessivo disturbo alle coppie nidificanti ed evitare il rischio di abbandono oppure provocare la fuga in acqua dei pulcini quando questi non sono ancora capaci di nuotare efficacemente. Inoltre, sia in incubazione sia in periodo di allevamento dei piccoli (durante i primi giorni di vita i pulcini non sono in grado di termoregolarsi efficacemente ed hanno quindi bisogno della presenza di almeno uno degli adulti che li protegga dall’eccessiva insolazione) la presenza dei rilevatori su ciascuno dei siti di nidificazione non è stata mai superiore ai 30 minuti. Infine, il numero di rilevatori è stato sempre compreso tra tre e quattro, in modo da rendere le operazioni di conteggio veloci ma al contempo senza comportare un’eccessiva presenza di persone presso i siti di nidificazione con il conseguente rischio di arrecare danni alle covate (figure 3 e 4).

Seguendo l’esempio di precedenti progetti (es: *LIFE Little Terns - Improving the conservation status of the little tern in the UK through targeted action at the most important colonies LIFE12 NAT/UK/000869*; Kilcoole Little Tern Conservation Project by BirdWatchIreland; Alameda’s Least Tern Project by Golden Gate Audubon society), il Nucleo Carabinieri Tutela Biodiversità di Bosco Mesola ha provveduto a costruire, su indicazioni fornite da ISPRA, 65 rifugi a tettoia per pulcini che sono stati poi posizionati dallo stesso personale del Nucleo Carabinieri nei siti di colonia durante la fine del periodo di incubazione (Fig. 5). I rifugi hanno una doppia utilità: proteggere i pulcini dall’eccessiva insolazione e dalla predazione da parte dei gabbiani. I rifugi infatti hanno un’altezza tale da non permettere ai gabbiani di entrare e una lunghezza tale da rendere difficile al gabbiano di afferrare i pulcini stando di fronte all’apertura qualora questi si rifugiassero al centro del rifugio. Inoltre, sono stati installati sugli isolotti dei zimbelli di terracotta a forma di Fraticello (Fig. 6) allo scopo di attirare e stimolare la specie a nidificare sugli isolotti; una tecnica questa che è risultata efficace in molti progetti di conservazione di sterne e specie affini.

Fig. 3 Attività di monitoraggio e controllo dei nidi marcati (Foto ISPRA).





Le aree artificiali sono state colonizzate immediatamente dai laro-limicoli. Nel corso dei due anni successivi alla loro realizzazione sono state censite 2030 coppie di laro-limicoli nidificanti (741 coppie nel 2017, 1289 coppie nel 2018) appartenenti a 7 specie. Oltre alle 3 specie target di LIFE AGREE, Fraticello, Fratino e Beccaccia di mare, quest'ultima vicina ad essere minacciata per il rischio di estinzione (NT) a livello globale e purtroppo già a rischio di estinzione (VU) a livello europeo (BirdLife International 2017), hanno nidificato l'Avocetta (*Recurvirostra avosetta*), il Gabbiano roseo (*Chroicocephalus genei*), la Sterna comune (*Sterna hirundo*) e il Beccapesci (*Thalasseus sandvicensis*).

Il numero di specie ma soprattutto il numero di coppie totali che si sono insediate nelle aree artificiali dimostra chiaramente l'importanza delle azioni svolte nell'ambito del LIFE AGREE, volte a ricreare ambienti pionieri e tipici del dinamismo costiero che, principalmente a causa dell'antropizzazione delle coste, sono sempre più rari e insufficienti per laro-limicoli. La rapida colonizzazione, avvenuta già durante la prima stagione riproduttiva successiva alla realizzazione delle aree artificiale, mostra come i laro-limicoli soffrano della mancanza di aree idonee e che ci sia una frazione importante di riproduttori in cerca di aree dove nidificare ogni anno. Ciò detto, è necessario specificare che la sola realizzazione di queste aree non è sufficiente a garantire la nidificazione dei laro-limicoli. È necessario mettere in atto anche azioni per il contenimento della predazione, da parte di ratti e volpi in primis, ma anche provvedere al mantenimento delle aree attraverso la gestione della vegetazione che alla lunga rende l'ambiente non più idoneo alla nidificazione.

Qui di seguito sono riportate alcune informazioni di dettaglio relative alla nidificazione di ciascuna delle 7 specie di laro-limicoli che hanno colonizzato le aree realizzate nell'ambito del progetto LIFE AGREE.

Fig. 4 Attività di controllo dei nidi marcati e conteggio delle uova di Gabbiano roseo (Foto ISPRA).



Fig. 5 In alto a sinistra: falegnameria del Nucleo Carabinieri Tutela Biodiversità di Bosco Mesola in cui sono stati costruiti i rifugi a tettoia; in basso a sinistra: pulcino di Gabbiano roseo dentro il rifugio; altre foto: rifugi posizionati all'interno della colonia di Fraticelli insediatisi sul secondo isolotto (centrale) (Foto ISPRA).



Fig. 6 Posizionamento degli zimbelli di terracotta (Foto ISPRA).

Fratricello: la popolazione italiana è stimata in 2000-3500 coppie, prevalentemente distribuite nelle zone umide dell'alto Adriatico e nella Pianura Padana, lungo le aste fluviali del Po e dei suoi affluenti (Nardelli et al. 2015). Nel 2017, hanno nidificato sugli isolotti e sulla punta occidentale dello scanno nuovo 497 coppie di Fratricello, pari circa al 20% dell'intera popolazione nazionale. Nel 2018, sono state stimate 394 coppie, di cui 303 sull'isola 2 e 91 sulla punta occidentale dello scanno di Goro. Nonostante un calo di circa 100 coppie nel 2018 rispetto a quelle censite durante la stagione riproduttiva 2017, la colonia formatasi nella Sacca di Goro nei due anni di studio è risultata essere una delle più grandi d'Italia (figure 7 e 8).



Fig. 7 Fratricello – nido con tre uova e pulcino di pochi giorni (foto ISPRA).



Fig. 8 Fraticello – In alto: individui in cova; al centro: nido sullo scanno; in basso: palette numerate che contrassegnano i nidi durante i monitoraggi (Foto ISPRA).

A sinistra, Sacca di Bellocchio, Fraticello in cova (Foto G. Nobili).



Fratino: Nel 2017, sono state censite 7 coppie nidificanti nei siti realizzati nell'ambito di LIFE AGREE: 1 coppia su una isola artificiale e 6 coppie, piuttosto aggregate e situate nelle vicinanze dei nidi di Fraticello sulla punta occidentale dello scanno. Sfortunatamente, nessuna di queste coppie sembra essersi riprodotta con successo. Nel 2018, sono state censite 6 covate di Fratino, appartenenti a 5 o 6 coppie. Non è infatti stato possibile escludere che due covate appartenessero ad una stessa coppia che ha deposto una covata in sostituzione di una persa ad inizio stagione. Tutte le coppie si sono insediate sulla punta dello scanno ed hanno deposto 3 uova ciascuna. Differentemente dagli anni precedenti, nel 2018 si sono schiuse 4 covate delle 6 censite, per un totale di 12 pulcini (Fig. 9).



Fig. 9 Fratino – A sinistra: coppia fotografata sull'isola 2; a destra: maschio fotografato sulla punta occidentale dello scanno (Foto ISPRA).



Riserva Naturale dello Stato "Sacca di Bellocchio", giovane Fratino a fine estate (foto G. Nobili)

Beccaccia di mare: nel 2017, hanno nidificato 7 coppie di Beccaccia di mare. Purtroppo, nessuna delle 5 coppie che si sono insediate sulle tre isole ha portato a successo la nidificazione, mentre dalle due coppie nidificanti sulla punta dello scanno si sono involati almeno due pulcini (Tab. 2). Nel 2018, hanno nidificato 10 coppie ma, come per la precedente stagione riproduttiva, nessuna delle 6 coppie che si sono insediate sulle tre isole ha portato a successo la nidificazione, mentre almeno 2 delle 4 coppie nidificanti sulla punta dello scanno hanno involato i loro pulcini (Fig. 10)



Fig. 10 Beccaccia di mare posata su un palo nei pressi dello scanno di Goro (Foto ISPRA).

Avocetta: la stima di 100 coppie nidificanti sulle tre isole artificiali nel 2017 è piuttosto sorprendente se si considera che l'intera popolazione italiana è stimata in circa 2000 coppie, l'80% delle quali nidifica in saline. Nel 2018, il numero di coppie nidificanti nelle aree realizzate nell'ambito del progetto LIFE AGREE è sceso a 39, un numero comunque significativo per una singola area. Per questa specie non è stato possibile stimare il successo riproduttivo durante le uscite svolte. Diverse specie di limicoli depongono le uova in aree aperte e piuttosto spoglie, dove i predatori possono essere osservati con relativa facilità dall'individuo in incubazione e segnalati al partner e agli altri co-specifici per mezzo di richiami di allarme. Non appena le uova si schiudono, i pulcini vengono però portati in aree più protette, con più vegetazione, ambienti in cui i pulcini possono muoversi e seguire i genitori senza essere completamente scoperti ed eccessivamente vulnerabili ai predatori. Inoltre, la nidificazione delle Avocette è stata piuttosto asincrona e sarebbe stato necessario un numero maggiore di uscite dedicate al solo rilevamento del successo riproduttivo della specie, con la possibilità di disturbare l'insediamento di altri laro-limicoli (Fig. 11 e 12).



Fig. 11 Avocetta – In alto: individui in cova assieme a gabbiani rosei; in basso: pulcini di pochi giorni già in grado di nuotare (Foto ISPRA).



Fig. 12 Nido di Avocetta con censitore sullo sfondo (Foto ISPRA).

Gabbiano roseo: nel corso della stagione riproduttiva 2017, la specie ha nidificato sull'isola 2 formando una colonia di 164 coppie; altre 7 coppie hanno nidificato più tardivamente sull'isola 3. Il numero medio di uova per nido (2.21 ± 0.7) è risultato inferiore a quello riportato per il Delta dell'Ebro (2.57) in una colonia di circa 400 individui (Oro, 2002). Grazie al fatto che i pulcini formano asili, aggregandosi tutti assieme, è stato possibile stimare gli individui prossimi all'involò con un buon margine di precisione. Il valore rilevato per il successo riproduttivo (1.3 pulcini per coppia) è pertanto da ritenersi piuttosto affidabile ed è risultato sensibilmente superiore a quello riportato per il Delta dell'Ebro (0.71). Con 788 coppie, quella che si è insediata nel 2018 a Goro è stata una delle colonie italiane più grandi di Gabbiano roseo, la cui popolazione nazionale è stimata in 3000-5000 coppie, concentrate principalmente in Emilia Romagna, Puglia e Sardegna (Nardelli et al. 2015). Un sensibile aumento rispetto alla precedente stagione precedente. La specie si è insediata prima sull'isola 3, formando l'insediamento più grande (615 coppie), e successivamente sull'isola 2 (173 coppie) assieme a Fraticello, Sterna comune, Beccapesci, Avocetta e Beccaccia di mare. Purtroppo però, la stagione del 2018 è stata caratterizzata da una massiccia predazione dei pulcini da parte della Volpe che ha drasticamente compromesso il successo riproduttivo della specie (figure 13 e 14).



Fig. 13 Gabbiano roseo, in alto: individui in volo; al centro: pulli appena schiusi; in basso: individui in cova sull'isola 3 (Foto ISPRA).



Fig. 14 Gabbiano roseo
in alto: individui in cova;
al centro a sx: attività di controllo dei nidi;
al centro a dx: uovo appena schiuso con
pulcino ancora bagnato e pulcino di pochi
giorni con piumino asciutto;
in basso: asilo di pulcini con adulti in nuoto
tra l'isola 2 e l'isola 3 (Foto ISPRA).

Sterna comune: Nel 2017, durante l'ultima uscita di luglio sono stati osservati 43 coppie di Sterna comune in nidificazione su due degli isolotti. La colonizzazione è stata molto tardiva, probabilmente si è trattato di covate di ripristino a seguito di un fallimento di riproduzione in qualche altra area, considerando che la specie non effettua seconde covate (Cramp 1992). La specie ha nidificato anche nel 2018, ma con sole 5 coppie, presenti in una colonia mista assieme a Beccapesci, Avocetta, Fraticello, Gabbiano roseo e Beccaccia di mare (Fig. 15).

Beccapesci: nel 2018, la seconda isola artificiale è stata colonizzata anche da 150 coppie di Beccapesci. Nonostante abbia sempre frequentato l'area (individui posati o in alimentazione), la specie non aveva mai nidificato all'interno della Sacca di Goro, almeno in tempi recenti. La sua presenza è prova del fatto che le isole artificiali sono un attrattore per diverse specie di laro-limicoli (Fig. 16, pagina successiva).



Fig. 15 Sterna comune e Beccapesci
in alto: Sterna comune in cova vicino a paletta numerata con un altro individuo in primo piano e Beccapesci sullo sfondo;
in basso: Sterne comuni in cova assieme ad Avocetta e Beccapesci (Foto ISPRA).



Fig. 15: Beccapesci in cova con Gabbiano roseo (Foto ISPRA).

Bibliografia:

- BirdLife International (2017a) Species factsheet: *Haematopus ostralegus*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 08/10/2017. Recommended citation for factsheets for more than one species: BirdLife International (2017) IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 08/10/2017.
- Nardelli R., Andreotti A., Bianchi E., Brambilla M., Brecciaroli B., Celada C., Dupré E., Gustin M., Longoni V., Pirrello S., Spina F., Volponi S., Serra L., (2015) Rapporto sull'applicazione della Direttiva 147/2009/CE in Italia: dimensione, distribuzione e trend delle popolazioni di uccelli (2008-2012). ISPRA, Serie Rapporti, 219/2015.
- Oro, D. (2002). Breeding biology and population dynamics of Slender-billed Gulls at the Ebro Delta (Northwestern Mediterranean). *Waterbirds*, 25(1), 67-77.

Gli uccelli rilevati presso il lago di Spina mediante il metodo dell'inanellamento a scopo scientifico dal 2004 al 2017

Fabrizio Borghesi^{1,2}, Mattia Bacci², Riccardo Beltrami², Francesca Migani²

¹Ufficio Zone Naturali del Comune di Ravenna

²Ornitologo, inanellatore

INTRODUZIONE

Nella Riserva Naturale dello Stato “Sacca di Bellocchio III”, nella zona del Lago di Lido di Spina (FE), con la collaborazione dei Carabinieri Forestali (Reparto Biodiversità di Punta Marina e Nucleo Carabinieri tutela Biodiversità di Casalborsetti - RA), si è protratta per diversi anni un'attività di indagine avifaunistica volontaristica con il metodo dell'inanellamento a scopo scientifico così come disciplinato dall'ISPRA.

Il sito è incluso nel sito della Rete Natura 2000 quale Zona Speciale di Conservazione (ZSC-ZPS) denominata “Vene di Bellocchio, Sacca di Bellocchio, Foce del Fiume Reno, Pineta di Bellocchio” (IT4060003), la cui estensione complessiva di oltre 2.200 Ha penetra per circa tre quarti nella Provincia di Ravenna includendo aree di Parco Regionale e altre Riserve Naturali Statali e circonda, per il rimanente, l'abitato di Lido di Spina in Provincia di Ferrara.

La stazione di inanellamento (Fig. 1), rimasta attiva tra il 2004 ed il 2017 e condotta dall'ornitologo inanellatore abilitato da ISPRA dott. Fabrizio Borghesi con l'aiuto di diversi volontari ed aspiranti inanellatori, ha svolto un significativo ruolo nell'acquisizione di dati qualitativi e quantitativi sull'avifauna più elusiva sia locale che in transito.



Fig. 1 - Localizzazione della stazione ornitologica di inanellamento presso il Lago di Spina

IL SITO DI INANELLAMENTO

La zona in cui sono stati attivi gli impianti di cattura è caratterizzata da un habitat ecotonale di interruzione (dal punto di vista della gestione forestale, una “striscia tagliafuoco”) limitato sul lato ovest da un bosco dominato da Pino bruzio (*Pinus brutia*) posto nei pressi dell’abitato di Lido di Spina. A Sud dell’impianto si apre il lago costiero di origine artificiale oggi caratterizzato da elevata naturalità (cosiddetto “Lago di Spina”) contiguo ad un sistema di piccole sacche e lagune salmastre (“Valle Ancona”). Sul lato est si impone una larga fascia arbustiva retrodunale dominata da Prugnolo (*Prunus spinosa*) retrostante una spiaggia “libera” tra due stabilimenti balneari, i più meridionali di una lunga linea costiera fortemente antropizzata e turistica nota come “i sette lidi di Comacchio” o “lidi ferraresi”.

Il paesaggio locale, così variegato, sebbene fortemente alterato e rimaneggiato a causa della presenza umana, richiama all’originario habitat costiero caratteristico del Nord Adriatico, di cui restano brevi e frammentati tratti lungo la costa che va dal Delta del Po al comprensorio riminese.

Da un punto di vista ornitologico, la posizione geografica della stazione di inanellamento si trova lungo l’”Adriatic Flyway” (Denac et al. 2010), ovvero il virtuale corridoio migratorio che interessa le coste del Mare Adriatico. Per gli uccelli che in autunno seguono la rotta costiera italiana in direzione Sud e Sud-Est, oppure per quelli che attraversano l’Adriatico in direzione Sud-Ovest, l’area oggetto di questo studio appare loro come un “approdo” ideale, quasi un’”isola” in cui sostare e ricostituire le energie necessarie a riprendere il viaggio migratorio grazie alla fondamentale e insostituibile presenza di bacini costieri e vegetazione associata. Non manca comunque un’interessante comunità nidificante con diverse specie acquatiche e presenza rilevante di specie di Passeriformi che svernano a sud del Sahara.

Fino ad un recente passato la foce del Reno era molto più protesa verso Nord e verso mare rispetto ad oggi ed era densamente boscata sulle sponde (Bondensan et al., 1978) (Fig. 2). Questa propaggine, si allungava verso la linea principale di migrazione, offrendo un ideale punto di partenza dove gli Uccelli si concentravano e si alimentavano in attesa delle condizioni migliori per proseguire il viaggio primaverile, oppure un approdo invitante agli uccelli reduci dall’attraversamento dell’Adriatico nella migrazione autunnale. Quale surrogato di ”isola”, attualmente il metaforico “mare” che la circonda è costituito dallo specchio d’acqua delle Valli di Comacchio, dai popolati (da umani) lidi ferraresi e dalle aree coltivate scarse di elementi di naturalità e quindi ormai inadatte alla maggior parte delle specie. Un tempo, più antico, questo territorio, dominato da ampie e varieguate zone umide, doveva apparire un luogo di sosta obbligato e fondamentale dove ripristinare le risorse necessarie a proseguire il viaggio migratorio.

Nel contesto attuale, comunque, i bacini costieri inseriti nella Riserva Naturale dello Stato rappresentano ancora la sopravvivenza per i migratori appena giunti dalla traversata adriatica. Infatti, erano bastati i primi sopralluoghi del 2003 per intuire le potenzialità dell'area come sito di "stop-over" per i piccoli uccelli. Inoltre, la mancanza pressoché totale di informazioni riguardanti la fauna ornitica presente nel sito, contribuì a stimolare l'idea di svolgere un monitoraggio basato sulla cattura e l'inanellamento a scopo scientifico in tali ambienti.

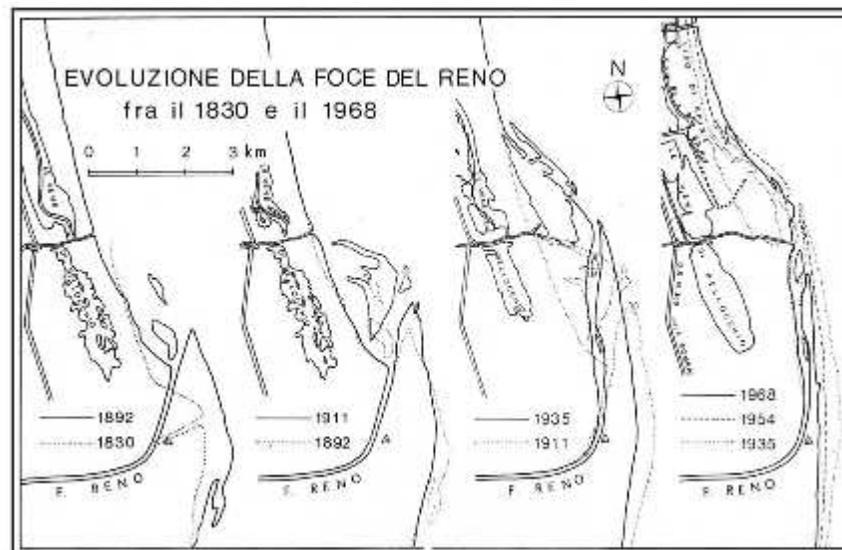


Fig. 2 - Conformazione ed evoluzione morfologica della foce del Reno e zone umide costiere associate tra il 1830 e il 1968 (Bondensan et al., 1978).

LA TECNICA DELL'INANELLAMENTO

Inizialmente, l'inanellamento degli uccelli selvatici è stato pensato per studiare le rotte di migrazione, ma è ormai da tempo un metodo molto diffuso per lo studio del comportamento, dell'ecologia e della dinamica di popolazione degli uccelli (Spina, 1999).

L'evoluzione dell'attività, unita alle molte scoperte effettuate, ha portato di recente a modificare l'orientamento dei progetti che utilizzano questa tecnica di monitoraggio, verso finalità più direttamente collegate alla definizione di politiche di gestione ambientale di siti che rivestono importanza conservazionistica per elevati numeri di specie, tra le quali alcune con status di conservazione sfavorevole o critico.

L'esame del numero di specie inanellate in una determinata stazione nel corso dell'anno consente peraltro di acquisire dati per l'applicazione della teoria dell'informazione alla misurazione della diversità biologica (Margalef, 1958). Gli andamenti stagionali nella ricchezza specifica, ad esempio, costituiscono una delle misure dirette più utilizzate per valutare il livello e la variazione di biodiversità (Roy e Foote, 1997).

Il momento dell'inanellamento consente anche la raccolta di informazioni circa le condizioni fisiche dei soggetti catturati. Gli indici basati su caratteristiche morfologiche o fenotipiche sono in grado di cogliere aspetti della diversità biologica, talvolta non facilmente evidenziabili utilizzando quelli tassonomici o filogenetici (Roy e Foote, 1997). Attraverso il monitoraggio effettuato mediante la cattura e l'inanellamento, è possibile acquisire informazioni circa il legame con l'habitat a livello di specie e di popolamento. L'esame

ravvicinato degli individui catturati consente poi di studiare molto più finemente la fenologia riproduttiva, grazie ai protocolli elaborati da ISPRA per progetti mirati e standardizzati come ad esempio il Pr.I.S.Co. (Progetto di Inanellamento a Sforzo Costante) e l'attuale MonITRing (CNI-ISPRA).

In particolare, per l'analisi di comunità, il campionamento casuale delle specie catturabili con speciali reti passive, denominate “*mist-net*” risulta rappresentativo (relativamente a certe categorie dimensionali) delle diverse specie presenti nel sito di cattura. Operando in diverse fasi stagionali in una medesima stazione è quindi possibile ottenere informazioni sulle variazioni che intervengono nella struttura della comunità, individuando i momenti di massima o minima biodiversità o in cui sono presenti specie di particolare valore conservazionistico, il che consente di pianificare al meglio anche eventuali interventi di gestione si rendessero necessari in un determinato sito (Macchio *et al.* 2002).

La comunità degli inanellatori europei è coordinata dall'EURING (European Union for Bird Ringing), un organismo scientifico fondato nel 1963, e che riunisce i vari Centri Nazionali di Inanellamento (CNI), tra cui il nodo italiano, attivo appunto presso l'ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), ente che abilita all'inanellamento, presupposto sancito dalla Legge 157/92 per l'impiego di tale metodologia.

L'ATTIVITA' DI INANELLAMENTO AL LAGO DI SPINA

L'attività è iniziata nel 2004 proseguendo negli anni successivi sempre con carattere volontaristico. Ciò non ha consentito di applicare uno sforzo di cattura ampio e regolare. Peraltro, al tempo, l'unico progetto sviluppato a carattere nazionale basato su uno sforzo costante (ovvero con una frequenza e una durata definita delle sessioni di cattura) riguardava solo gli uccelli nidificanti (Pr.I.S.Co.). Il protocollo MonITRing, invece, con una formula assai simile attivata a livello nazionale nel 2015 e perfezionata nel 2018, prevede campagne a sforzo costante coordinate dall'ISPRA anche relative ai periodi non riproduttivi.

Nei primi 12 anni di attività si è scelto di effettuare ogni anno, nel periodo che va da fine agosto a inizio novembre (decadi dalla 25 alla 32), alcune sessioni di cattura ed inanellamento (da un minimo di 3 ad un massimo di 6 a seconda della disponibilità degli operatori). La durata di ogni sessione è stata rigorosamente di 24 ore a partire dalle ore pomeridiane, senza variare mai né lo sviluppo lineare dell'impianto (15 reti lunghe ognuna 12 m per Passeriformi, maglia 16mm, altezza 2,40m), né il suo posizionamento (Fig. 3). Pur in mancanza di uno schema “direttivo”, per ottimizzare e qualificare i risultati, si scelse perciò di concentrare l'attenzione sul periodo migratorio autunnale mantenendo costante lo stesso metodo dal 2004 al 2014.

Dopo aver aderito al protocollo MonITRing nel 2015 (fino a fine maggio del 2017 quando la stazione ha cessato l'attività), le sessioni hanno avuto la durata prevista di 6 ore a partire dall'alba, una ogni decade (con alcune sospensioni di cui si dirà in seguito).

I risultati ottenuti non sono perciò da porre a confronto con quelli raccolti a cadenza circa quotidiana nell'ambito di progetti intensivi di monitoraggio della migrazione coordinati dall'ISPRA su scala nazionale, quale ad esempio il "Progetto Alpi" o il "Piccole Isole" e non si deve cedere alla tentazione, con i dati a disposizione, di stabilire dei trend temporali inter-annuali riguardo alla maggior parte degli elementi facenti parte del popolamento per questo sito.

Tuttavia, grazie al mantenimento di parametri di lavoro il più possibile standardizzati e mantenuti tali per circa 14 anni consecutivi, è stato possibile raccogliere una mole di dati sufficiente a caratterizzare l'area dal punto di vista della comunità ornitica, specialmente autunnale, con alcune inferenze riguardo agli altri periodi fenologici.

Cumulando i dati raccolti per periodi di cinque giorni (pentadi) e per periodi di dieci giorni (decadi) (Berthold 1973, tab. 1) è possibile apprezzare la variazione generale della comunità durante l'avanzamento della stagione autunnale, individuare i periodi di maggiore fruizione del sito di stop-over da parte delle specie (soprattutto di quelle dominanti e sub-dominanti mediante il calcolo delle abbondanze relative), nonché osservare alcune vistose variazioni riguardanti alcune specie avvenute nel periodo studiato.



Fig. 3 - L'habitat retrodunale nel quale la Stazione di Inanellamento ha operato e uno dei transesti dell'impianto di cattura (foto: F. Borghesi).

PENTADI (Berthold, 1973) RAGGRUPPATE PER DECADI											
PENT		DEC	PENT		DEC	PENT		DEC			
1	1-5 gen		19	1-5 apr		37	30 giu-4 lug		55	28 set-2 ott	
2	6-10 gen	1	20	6-10 apr	10	38	5-9 lug	19	56	3-7 ott	28
3	11-15 gen		21	11-15 apr		39	10-14 lug		57	8-12 ott	
4	16-20 gen	2	22	16-20 apr	11	40	15-19 lug	20	58	13-17 ott	29
5	21-25 gen		23	21-25 apr		41	20-24 lug		59	18-22 ott	
6	26-30 gen	3	24	26-30 apr	12	42	25-29 lug	21	60	23-27 ott	30
7	31 gen-4 feb		25	1-5 mag		43	30 lug-3 ago		61	28 ott-1 nov	
8	5-9 feb	4	26	6-10 mag	13	44	4-8 ago	22	62	2-6 nov	31
9	10-14 feb		27	11-15 mag		45	9-13 ago		63	7-11 nov	
10	15-19 feb	5	28	16-20 mag	14	46	14-18 ago	23	64	12-16 nov	32
11	20-24 feb		29	21-25 mag		47	19-23 ago		65	17-21 nov	
12	25 feb-1 mar	6	30	26-30 mag	15	48	24-28 ago	24	66	22-26 nov	33
13	2-6 mar		31	31 mag-4 giu		49	29 ago-2 set		67	27 nov-1 dic	
14	7-11 mar	7	32	5-9 giu	16	50	3-7 set	25	68	2-6 dic	34
15	12-16 mar		33	10-14 giu		51	8-12 set		69	7-11 dic	
16	17-21 mar	8	34	15-19 giu	17	52	13-17 set	26	70	12-16 dic	35
17	22-26 mar		35	20-24 giu		53	18-22 set		71	17-21 dic	
18	27-31 mar	9	36	25-29 giu	18	54	23-27 set	27	72	22-26 dic	36
									73	27-31 dic	

Tab. 1 – Il calendario annuale suddiviso in pentadi e decadi utilizzato per diverse analisi dei dati riportati in questo articolo (Berthold 1973).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Dati raccolti dalla decade 25 (28-29 agosto) alla decade 32 (15-16 novembre)

Le 78 sessioni di inanellamento svolte tra il 2004 e il 2016 limitatamente al periodo compreso fra il 28 agosto e il 16 novembre, hanno consentito di inanellare 5.088 uccelli di 54 specie e di controllare 528 episodi di ricattura (diversi dei quali sullo stesso individuo), per un complessivo di 5.616 catture.

Prendendo in esame il periodo 2004-2014, mediamente una sessione di 24 ore ha prodotto 86 ± 34 catture (media \pm d.s., $n=57$), con un andamento apparentemente bimodale all'interno del periodo, apprezzabile suddividendo il periodo di monitoraggio per decadi. La figura 4 mostra appunto tale andamento.

Nel periodo rappresentato, il maggiore picco di abbondanza relativa risulta nella decade 29, ovvero tra l'8 e il 17 ottobre. Ad un'analisi più fine, qui non riportata nei dettagli, si può verificare che i valori di massima abbondanza relativa interessano soprattutto la fase finale della decade 29 e quella iniziale della decade 30 (18-27 ottobre). Se ne deduce che il periodo di massima presenza di migratori nel sito risulta essere quello compreso tra il 13 e il 22 ottobre, prevalentemente dovuta al picco di transito del

Pettirosso (*Erithacus rubecula*), specie che complessivamente realizza il 40% del totale in numero di individui inanellati, ma che può, nella singola sessione in periodo di transito, arrivare a rappresentare l'80% del popolamento. Il minimo di catture si registra nella decade 27 (18-27 settembre), probabilmente per una temporanea flessione nell'intensità della migrazione, unita al progressivo abbandono dell'area da parte di molti degli uccelli che hanno nidificato o sono nati nel sito e hanno terminato la muta del piumaggio. La "pausa" migratoria è dovuta all'esaurimento del flusso dei migratori transahariani (precoci), che dà valori di abbondanza medio alti entro metà settembre, mentre il flusso degli intra-palearctici, in particolare il pettirosso, ma anche scricciolo (*Troglodytes troglodytes*), merlo (*Turdus merula*), passera scopaiola (*Prunella modularis*)

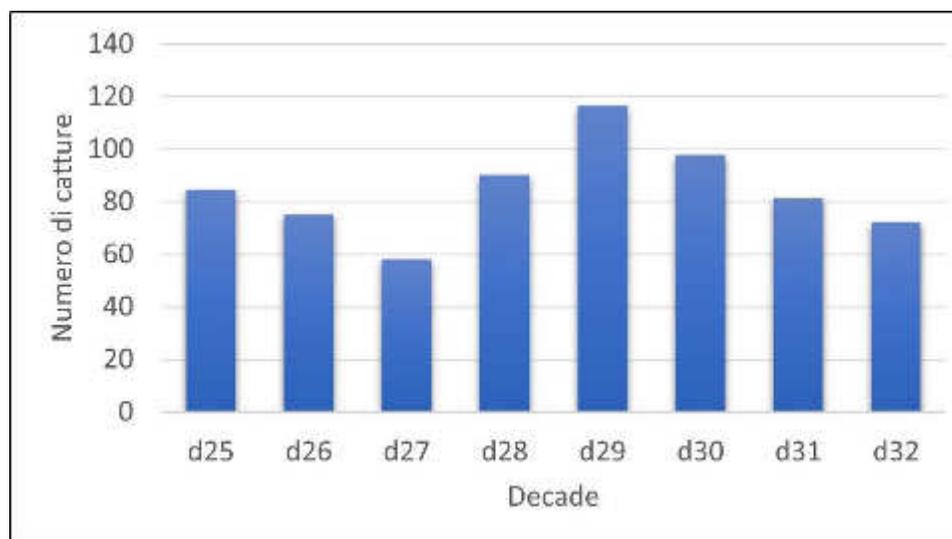


Fig. 4 - Andamento delle catture durante il periodo di migrazione autunnale, suddivise per decadi, dal 28-29 agosto al 15-16 novembre cumulate dal 2004 al 2014.

In definitiva, la stagione di monitoraggio a fine agosto si apre con un dato relativamente alto di presenze ornitiche in termini di numero di individui, e il massimo della diversità di specie. Nella fase centrale, dopo un breve periodo di “pausa” si ha un deciso aumento dell’abbondanza ed un modesto aumento della ricchezza nella seconda metà di ottobre. Al termine del periodo, scendono entrambi gli indici.

Entrando nello specifico, le tabelle 3-10 con le abbondanze relative (anche in questo caso cumulando i dati dal 2004 al 2016 e suddividendoli per decade) forniscono un’idea di come varia la comunità con l’avanzamento della stagione autunnale.

Dec. 25 (29 agosto - 7 settembre)			Dec. 26 (8 settembre -17 settembre)			Dec. 27 (18 settembre -27 settembre)			Dec. 28 (28 settembre - 7 ottobre)		
Sessioni effettuate 11			Sessioni effettuate 10			Sessioni effettuate 9			Sessioni effettuate 8		
2004, 2007, 2008(2), 2009(2)			2004, 2006, 2007, 2008, 2010			2004, 2007, 2009, 2010			2005, 2006, 2008, 2009		
2011, 2012, 2014, 2015, 2016			2012, 2013, 2014, 2015, 2016			2011, 2012,2013,2015,2016			2011, 2013, 2014, 2015		
	Catture	%tot		Catture	%tot		Catture	%tot		Catture	%tot
Usignolo	140	16,8	Capinera	88	14,1	Pettiroso	138	28,8	Pettiroso	332	50,4
Beccafico	108	13,0	Beccafico	77	12,4	Capinera	111	23,1	Capinera	116	17,6
Cinciallegra	84	10,1	Usignolo di fiume	46	7,4	Usignolo di fiume	37	7,7	Usignolo di fiume	30	4,6
Usignolo di fiume	67	8,1	Usignolo di fiume	44	7,1	Codibugnolo	35	7,3	Cinciallegra	22	3,3
Merlo	58	7,0	Cinciallegra	40	6,4	Merlo	26	5,4	Codibugnolo	22	3,3
Capinera	56	6,7	Merlo	34	5,5	Cinciallegra	22	4,6	Merlo	21	3,2
Codibugnolo	56	6,7	Pettiroso	33	5,3	Codirosso	18	3,8	Lui grosso	20	3,0
Canapino maggiore	47	5,7	Verdone	30	4,8	Beccafico	11	2,3	Lui piccolo	19	2,9
Verdone	26	3,1	Canapino maggiore	29	4,7	Martin pescatore	10	2,1	Cinciarella	14	2,1
Balia nera	25	3,0	Rondine	25	4,0	Lui grosso	10	2,1	Bigiarella	10	1,5
Cinciarella	22	2,6	Balia nera	24	3,9	Balia nera	8	1,7	Beccafico	9	1,4
Bigiarella	18	2,2	Bigiarella	24	3,9	Bigiarella	8	1,7	Codirosso	9	1,4
Torcicollo	13	1,6	Pigliamosche	21	3,4	Cinciarella	7	1,5	Scricciolo	8	1,2
Martin pescatore	12	1,4	Cinciarella	14	2,2	Lui piccolo	6	1,3	Martin pescatore	6	0,9
Lui verde	11	1,3	Averla piccola	13	2,1	Canapino maggiore	5	1,0	Balia nera	4	0,6
Pigliamosche	10	1,2	Codibugnolo	12	1,9	Cannaiaola	5	1,0	Fiorrancino	3	0,5
Cannaiaola	9	1,1	Lui grosso	11	1,8	Fiorrancino	5	1,0	Cannaiaola	2	0,3
Ghiandaia	9	1,1	Torcicollo	10	1,6	Usignolo	5	1,0	Occhiocotto	2	0,3
Averla piccola	8	1,0	Lui verde	8	1,3	Occhiocotto	3	0,6	Regolo	2	0,3
Occhiocotto	8	1,0	Succiacapre	6	1,0	Succiacapre	3	0,6	Usignolo	2	0,3
Succiacapre	8	1,0	Occhiocotto	5	0,8	Civetta	1	0,2	Forapaglie	1	0,2
Rondine	7	0,8	Ghiandaia	5	0,8	Forapaglie	1	0,2	Fringuello	1	0,2
Gruccone	5	0,6	Martin pescatore	5	0,8	Gazza	1	0,2	Ghiandaia	1	0,2
Assiolo	3	0,4	Assiolo	4	0,6	Pigliamosche	1	0,2	Pigliamosche	1	0,2
Usignolo maggiore	3	0,4	Tortora selvatica	3	0,5	Regolo	1	0,2	Sparviere	1	0,2
Zigolo nero	3	0,4	Codirosso	2	0,3	Scricciolo	1	0,2	Succiacapre	1	0,2
Codirosso	2	0,2	Picchio rosso magg.	2	0,3	Verdone	1	0,2			
Passera d'Italia	2	0,2	Sterpazzola	2	0,3						
Sterpazzola	2	0,2	Zigolo nero	2	0,3						
Colombaccio	1	0,1	Cannaiaola	1	0,2						
Forapaglie	1	0,1	Fagiano	1	0,2						
Gazza	1	0,1	Gazza	1	0,2						
Lui piccolo	1	0,1	Rigogolo	1	0,2						
Passera mattugia	1	0,1									
Pettiroso	1	0,1									
Sterpazzolina	1	0,1									
Tordo bottaccio	1	0,1									
Tortora selvatica	1	0,1									
Totale specie e catt.	38	831	Totale specie e catt	33	623	Totale specie e catt	27	480	Totale specie e catt	26	659

Tabb. 3-10 – Elenco delle specie catturate con l’informazione dell’abbondanza relativa, utile a comprendere come varia la composizione del popolamento con il progredire della stagione autunnale. Dati cumulati e suddivisi per decade dal 2004 al 2016. Il dato delle catture include anche le ricatture. In grassetto le specie migratrici a lungo raggio (transahariane). L’uso del fondo colorato per alcune specie comuni può risultare utile per una più facile lettura e ricerca delle specie tra le varie tabelle.

Dec. 29 (8 ottobre - 17 ottobre)			Dec. 30 (18 ottobre - 27 ottobre)			Dec. 31 (28 ottobre - 6 novembre)			Dec. 32 (7 novembre - 16 novembre)		
Sessioni effettuate 13			Sessioni effettuate 8			Sessioni effettuate 7			Sessioni effettuate 5		
2004, 2005, 2007, 2008, 2009, 2010			2004, 2005, 2010, 2012			2005, 2006, 2007, 2009			2004, 2008, 2012, 2014		
2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016(2)			2013, 2014, 2015, 2016			2011, 2013, 2015			2015		
	Catture	%tot		Catture	%tot		Catture	%tot		Catture	%tot
Pettirosso	858	59,3	Pettirosso	310	46,7	Pettirosso	268	51,1	Pettirosso	144	47,1
Capinera	146	10,1	Codibugnolo	43	6,5	Scricciolo	65	12,4	Regolo	36	11,8
Lui piccolo	88	6,1	Merlo	41	6,2	Codibugnolo	31	5,9	Merlo	23	7,5
Merlo	67	4,6	Scricciolo	41	6,2	Merlo	29	5,5	Codibugnolo	22	7,2
Scricciolo	42	2,9	Capinera	33	5,0	Regolo	23	4,4	Cinciarella	19	6,2
Regolo	31	2,1	Lui piccolo	27	4,1	Fiorrancino	17	3,2	Scricciolo	16	5,2
Tordo bottaccio	39	2,7	Cinciarella	26	3,9	Passera scopaiola	15	2,9	Cinciallegra	10	3,3
Codibugnolo	42	2,9	Regolo	24	3,6	Lui piccolo	14	2,7	Lui piccolo	7	2,3
Cinciallegra	29	2,0	Tordo bottaccio	24	3,6	Cinciarella	14	2,7	Passera scopaiola	7	2,3
Cinciarella	25	1,7	Passera scopaiola	22	3,3	Cinciallegra	12	2,3	Fiorrancino	6	2,0
Fiorrancino	18	1,2	Cinciallegra	14	2,1	Capinera	9	1,7	Tordo bottaccio	5	1,6
Usignolo di fiume	21	1,5	Fiorrancino	12	1,8	Tordo bottaccio	7	1,3	Capinera	3	1,0
Beccafico	7	0,5	Martin pescatore	11	1,7	Usignolo di fiume	7	1,3	Occhiocotto	2	0,7
Passera scopaiola	7	0,5	Fringuello	8	1,2	Fringuello	6	1,1	Usignolo di fiume	2	0,7
Codiroso	5	0,3	Usignolo di fiume	8	1,2	Martin pescatore	2	0,4	Codiroso spazzac	1	0,3
Occhiocotto	5	0,3	Cincia mora	3	0,5	Cincia mora	1	0,2	Sparviere	1	0,3
Martin pescatore	3	0,2	Fagiano	3	0,5	Fagiano	1	0,2	Torcicollo	1	0,3
Sparviere	3	0,2	Occhiocotto	3	0,5	Occhiocotto	1	0,2	Verdone	1	0,3
Cannaiaola	2	0,1	Codiroso spazzac.	2	0,3	Verdone	1	0,2			
Codiroso spazzac.	2	0,1	Sparviere	2	0,3	Torcicollo	1	0,2			
Ghiandaia	2	0,1	Succiacapre	2	0,3						
Bigiarella	1	0,1	Beccafico	1	0,2						
Fagiano	1	0,1	Codiroso	1	0,2						
Forapaglie macchiet	1	0,1	Torcicollo	1	0,2						
Fringuello	1	0,1	Verdone	1	0,2						
Poiana	1	0,1	Verzellino	1	0,2						
Verdone	1	0,1									
Totale specie e catt	27	1448	Totale specie e catt	26	664	Totale specie e catt	20	524	Totale specie e catt	18	306

Le specie contattate sono state complessivamente 53. Il 39% delle catture riguarda il pettirosso, mentre la metà delle catture (55%) la si raggiunge aggiungendo capinera (*Sylvia atricapilla*) e merlo. Diciotto specie (34% della ricchezza totale) costituiscono il 90% del totale delle catture effettuate.

Le specie migratrici a lungo raggio contattate sono state in tutto 23 (43% della ricchezza totale), un valore considerevole in base all'esperienza maturata anche in altre stazioni di inanellamento, con usignolo (*Luscinia megarhynchos*) e beccafico (*Sylvia borin*) le più rappresentate. All'interno del gruppo di 18 specie che rappresenta il 90% della ricchezza, appaiono altre tre specie transahariane: balia nera (*Ficedula hypoleuca*), canapino maggiore (*Hippolais icterina*) e bigiarella (*Sylvia curruca*). Di rilievo l'uso del sito da agosto ad ottobre da parte della bigiarella, specie poco comune in Italia e dalla strategia migratoria differente dagli altri *Silvidae*, che evidentemente è attratta e forse dipende per lo "stop-over", dalla densa vegetazione di prugnolo (Fig. 6). Tra le specie migratrici a lungo raggio non è stata considerata la capinera, la cui presenza nel sito è caratterizzata, sulla base dell'esame biometrico e fisiologico, da almeno tre contingenti, uno locale (nidificante), uno migratore probabilmente a corto raggio e uno migratore probabilmente a lungo raggio. Con le informazioni attualmente a disposizione non è possibile quantificare le proporzioni relative di questi contingenti, anche perché è noto che nei paesi dell'Europa meridionale possono essere contemporaneamente presenti in un sito di *stop-over* individui di tutte e tre le tipologie (es. Arizaga e Barba 2011). Tra le specie da

considerarsi occasionali nella comunità dei migratori a lungo raggio in transito in quest'area vi sono usignolo maggiore (*Luscinia luscinia*) (2 catture, una nel 2007 e una nel 2009) e forapaglie macchiettato (*Locustella naevia*) (1 cattura nel 2010).



Fig. 6 - Primo piano di Bigiarella (*Sylvia curruca*), specie dalla linea di migrazione opposta rispetto alla maggioranza dei Passeriformi migratori transahariani (Nord-Ovest/Sud Est anziché Nord-Est/Sud-Ovest, che nel sito è risultata regolarmente presente per gran parte del periodo di migrazione autunnale).

Le specie migratrici a corto raggio più rappresentate, oltre alla capinera per una certa quota, sono pettirosso, capinera, merlo, lui piccolo (*Phylloscopus collybita*), regolo (*Regulus regulus*), scricciolo, tordo bottaccio (*Turdus philomelos*), passera scopaiola e fiorrancino (*Regulus ignicapillis*). Lui piccolo e tordo bottaccio sembrano rimanere presenti nel sito di stop-over per un periodo molto breve: il lui piccolo ha fatto registrare, a fronte di 127 catture totali, solo due ricatture, entrambe registrate entro 7 giorni dalla cattura, mentre il tordo bottaccio (50 catture) non ha avuto alcuna ricattura. Al contrario, alcuni individui di pettirosso, regolo, scricciolo, passera scopaiola e fiorrancino sono stati presenti nel sito per un periodo piuttosto lungo, il che fa supporre almeno una parte dello svernamento trascorso nella zona. Anche la Capinera ha fatto registrare diverse ricatture a distanza di oltre 10 giorni, ma molte riferite a individui locali ancora in muta inanellati e ripresi nella prima parte della stagione. Nessuna ricattura di capinere in transito è stata registrata oltre la decade 30. Questo dato, unito al fatto che nelle tre sessioni effettuate nella decade 32 è stato catturato un solo individuo di capinera, porta a ritenere che lo svernamento di questa specie nel sito sia un fenomeno marginale.

Tra le specie che similmente alla capinera al termine della stagione riproduttiva hanno svolto almeno parte della muta del piumaggio nel sito, ricade anche un migratore transahariano, l'usignolo, che trova nel sito condizioni per nidificare con buoni numeri (Borghesi et al. 2008). Inoltre, anche per merlo, usignolo di fiume, cinciallegra (*Parus major*), codibugnolo (*Aegithalos caudatus*), cinciarella (*Cyanistes cyaneus*) e verdone (*Chloris chloris*) l'area sembra essere di una certa importanza durante il periodo di muta. Nel corso della stagione si aggiungono, o si sostituiscono a questi i contingenti svernanti delle medesime specie. Le catture di occhiocotto (*Sylvia melanocephala*) (figura 7) e quelle più sporadiche di zigolo nero (*Emberiza cirrus*) segnalano elementi importanti di diversità per la comunità dei nidificanti e in parte svernanti legata al sito di studio (Borghesi et al. 2008).

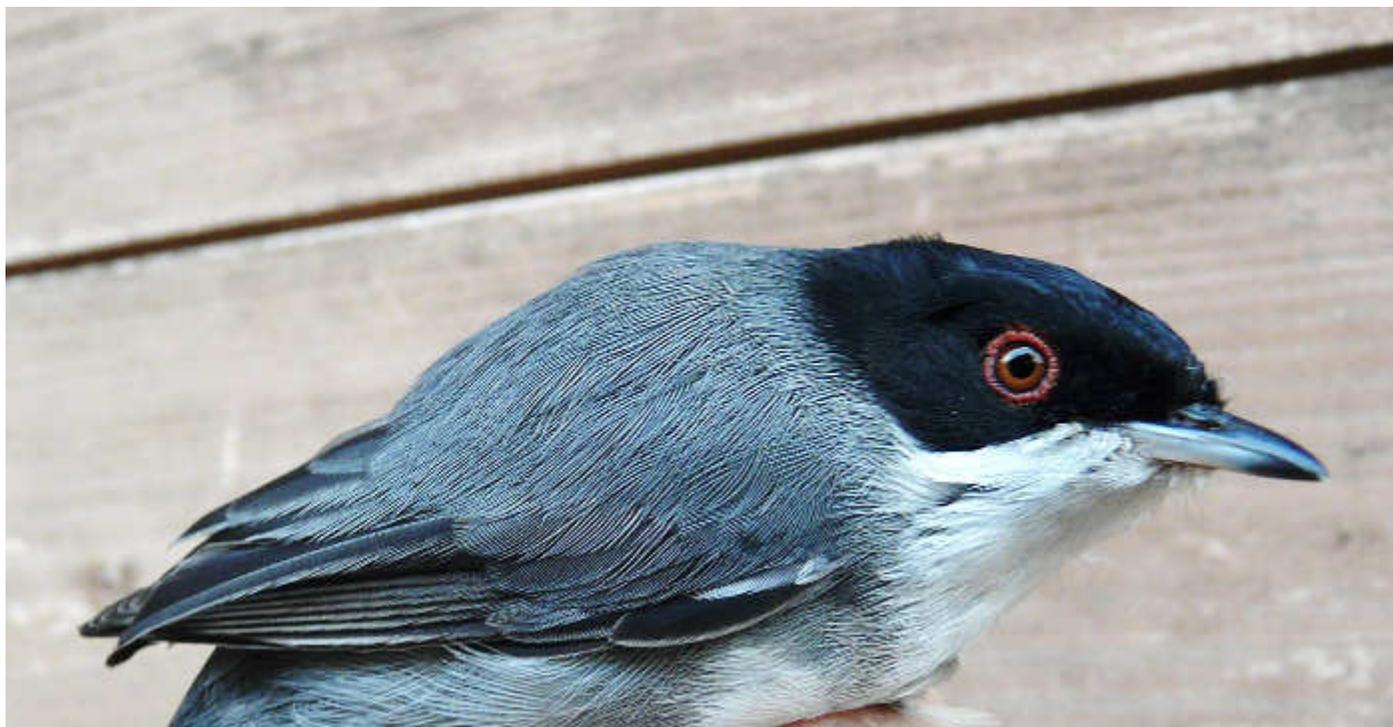


Fig. 7 - Congenere della bigiarella, l'Occhiocotto (*Sylvia melanocephala*), ha una fenologia completamente diversa e rappresenta un prezioso elemento di biodiversità dell'Avifauna locale.

Gli uccelli crepuscolari e notturni.

L'impianto di cattura è stato mantenuto attivo anche nelle ore notturne. Ciò ha consentito di rilevare anche le specie crepuscolari e notturne, nei limiti della loro catturabilità con il tipo di rete utilizzata.

Si è constatata la presenza per un periodo molto ampio del Succiacapre (*Caprimulgus europaeus*) (nidificante e migratore di lungo raggio), con una ricattura effettuata addirittura il 24 ottobre (Fig. 8). Riguardo ai rapaci notturni, l'Assiolo (*Otus scops*) (nidificante e migratore di lungo raggio) è invece stato catturato solamente entro la fine dell'estate (ultima cattura il 10 settembre). Infrequente la presenza di Civetta (*Athene noctua*) (nidificante sedentario, una sola cattura nel 2004). Non si sono avute catture di altri Strigiformi. Queste osservazioni sono coerenti con quanto riportato nell'Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco del Delta del Po (Costa et al. 2009).



Fig. 8 - Il succiacapre (*Caprimulgus europaeus*) è una delle specie inserita nell'All. 1 della Direttiva "Uccelli". Crepuscolare nidificante nelle pinete costiere, trova negli ambienti ecotonali ricchi di insetti notturni le condizioni ideali per alimentarsi e riprodursi.

Ricatture esterne

Il sito ha fornito interessanti informazioni riguardo allo spostamento di alcuni individui grazie alle 13 ricatture “esterne” (cioè marcati o ripresi da altri inanellatori o rilevatori in siti diversi). Solo di alcuni è stato possibile ottenere il nominativo dell’inanellatore o del rilevatore.

Tra tutti gli uccelli controllati già provvisti di anello, 9 erano stati marcati da altri inanellatori in siti diversi da quello di studio (Tab. 11). Di questi, sei erano stati inanellati in stazioni ornitologiche non italiane (due in Germania, due in Repubblica Ceca, due in Slovenia) e tre in Italia, di cui due in provincia di Ferrara (Lido di Spina e Val Campotto) e una in Provincia di Ravenna (Foce del Bevano), entro un raggio di 32 km.

Sono stati invece ricontrollati tutti in Italia i 4 uccelli inanellati a Lido di Spina e ripresi da altri. Di questi, un martin pescatore (*Alcedo atthis*) e un pettirosso sono stati ricatturati con reti e un pettirosso è stato recapitato al CRAS (Centro di recupero di Ferrara), tutti e tre rilasciati in buona salute. Un usignolo di fiume è stato invece rinvenuto morto presso uno stabilimento balneare non lontano dal sito di inanellamento.

E’ rilevante che quattro delle 13 ricatture esterne siano riferite al martin pescatore, specie inserita nell’allegato 1 della Direttiva “Uccelli” 147/09/CE, per questo motivo questo articolo contiene un piccolo approfondimento sulla specie.

Tab. 11 – Elenco delle ricatture “esterne” ovvero degli uccelli catturati a Lido di Spina aventi già l’anello apposto da altro inanellatore.

Inanellatore	Specie	Sito prima cattura	Età	Sex	Anello	Schema	Data prima cattura	Data ricattura
Davide Emiliani	Rondine	Camping Spina (FE)	3	0	AS82950	INFS Ozzano Emilia	15/07/2004	28/08/2004
Dario Piacentini	Martin pescatore	Val Campotto (FE)	3	1	W9460	INFS Ozzano Emilia	01/07/2004	24/10/2004
	Regolo	Kulkwitz - Lipsia (GERMANIA)	2	1	XT5858	Hiddensee Germania	30/03/2005	22/10/2005
Ariele Magnani	Codibugnolo	Foce Bevano (RA)	2	0	XZ1443	INFS Ozzano Emilia	15/06/2007	02/11/2007
	Martin pescatore	Prerov (REP. CEKA)	4	2	R167036	N.Musem Praha	12/06/2009	28/08/2009
	Martin pescatore	Marzling - Freising (GERMANIA)	3	2	SX12358	Radolfzell Germania	27/06/2011	18/09/2011
	Capinera	Bilje (SLOVENIA)	3	1	AZ85728	Lubjiana Slovenia	14/08/2015	04/10/2015
	Pettirosso	Dolni Moravice (REP. CEKA)	5	0	TP26119	N.Musem Praha	21/07/2015	26/03/2016
	Capinera	J. Trnovec Medvedce (SLOVENIA)	5	1	AC83364	Lubjiana Slovenia	08/08/2015	26/03/2016

La ricattura di rondine si riferisce ad uno dei pulcini inanellati al nido dall’ornitologo Davide Emiliani presso il vicino “Camping Spina” che ospita ogni anno una colonia riproduttiva in condizioni simili a quanto si verifica in altri campeggi distribuiti lungo la riviera all’interno o ai margini delle Riserve Naturali Statali gestite dal Reparto di Punta Marina (Borghesi, oss.pers.). Il giovane individuo di rondine si trovava ancora presente nell’area e in alimentazione a circa un mese dall’involo.

Il regolo ripreso il 22 ottobre 2005 era stato marcato nella primavera precedente (30 marzo) nella zona di Lipsia (Germania). Il dato non rivela dove si sia riprodotto, ma che si trattava, al momento della ricattura, di un individuo adulto. I due luoghi sono separati da circa 740 km di distanza e mostrano alcune analogie paesaggistiche (zone urbane alternate a fitti boschi e soprattutto presenza di un piccolo lago) (Fig. 9).



Fig. 9 - Foto satellitare del sito di inanellamento del Regolo di origine tedesca e semplificazione della probabile rotta di migrazione dell'individuo dopo la riproduzione (avvenuta presumibilmente nel sito di inanellamento o ancora più probabilmente ancora più a nord).

Le due capinere slovene erano state entrambe inanellate in agosto 2015 ma in due località diverse (rispettivamente distanti da Lido di Spina 180 e 330 km). Una è stata ricatturata a Lido di Spina durante la migrazione autunnale dello stesso anno (4 ottobre), mentre la seconda durante la risalita nella primavera successiva (26 marzo). È interessante notare come anche in questo caso come per il regolo del caso precedente, il sito di prima cattura di entrambe, pur distanti tra loro circa 165 km, siano connotati dalla presenza nei pressi di un piccolo lago (Fig. 10).



Fig. 10 - Foto satellitare dei siti di inanellamento delle Capinere di origine slovena e semplificazione della probabile prima rotta di migrazione dell'individuo ripreso entro il suo primo anno di vita e rotta di rientro dell'individuo ripreso nella successiva migrazione primaverile.

Nonostante l'alto numero di pettirossi catturati (oltre 2000), uno solo era già stato inanellato in altro sito. Il sito di inanellamento di questo individuo è nella Repubblica Ceca (distante circa 710 km), in questo caso, probabilmente il sito di nascita, si tratta di un'area apparentemente povera di zone umide, caratterizzata da un mosaico di zone agricole e boschive. Inanellato in luglio 2015, è stato ricatturato a Lido di Spina durante la migrazione di risalita nella primavera successiva (26 marzo) (Fig. 11).

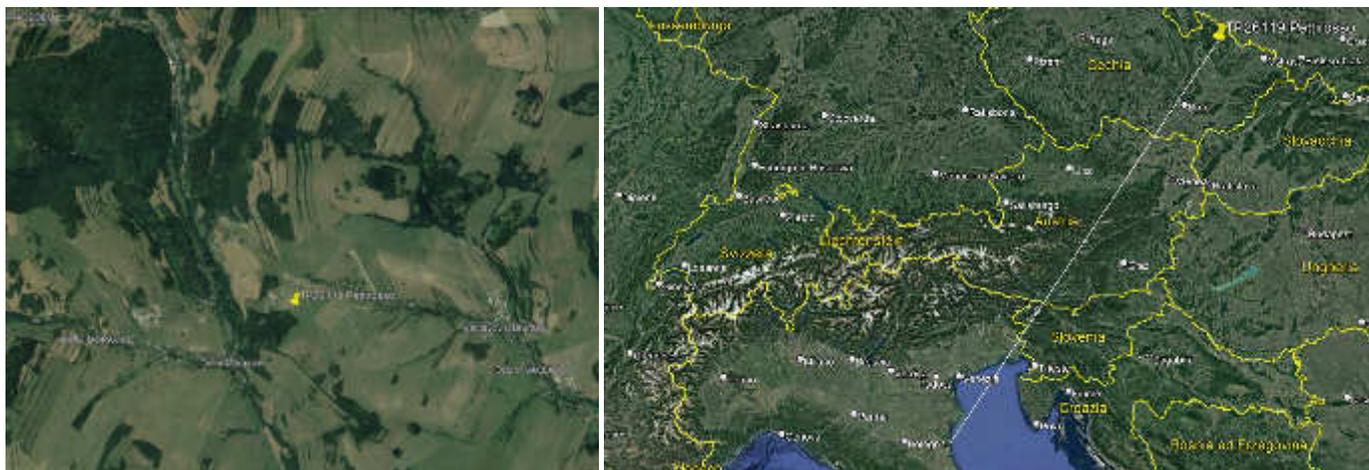


Fig. 11 - Foto satellitare del sito di inanellamento (in luglio 2015) del pettirosso marcato in Repubblica ceca e la sua probabile rotta di rientro. Questo individuo è stato ricatturato a Lido di Spina nella successiva migrazione primaverile, durante la stessa sessione di inanellamento in cui è stata ripresa anche una delle due Capinere slovene (v. testo).

Riguardo ai ritrovamenti di uccelli inanellati al Lago di Spina effettuati altrove (Tab. 12), risulta di particolare interesse (oltre al martin pescatore di cui si riferisce dell'approfondimento dedicato) il caso del pettirosso, per il particolare tragitto e destinazione scelta dall'individuo. Questo individuo è stato inanellato il 26 ottobre 2014, quindi verso la fine della decade 30 e perciò nella seconda fase del picco di migrazione autunnale della specie secondo i dati raccolti dalla stazione negli anni. Si suppone, per questi animali che seguono una "flyway" adriatica, una rotta migratoria orientata da Nord-Est a Sud-Ovest, che li porta dall'Europa dell'Est verso la Toscana e l'area mediterranea (Spina & Volponi, 2008). Questo Pettirosso, è stato invece ripreso appena 4 giorni dopo ben all'interno di una vallata alpina della provincia di Brescia, mostrando un percorso insolito che lo ha portato ad aggirare le Alpi da Est per poi farvi rientro, in una vallata, la Val Trompia, nota per essere percorsa da contingenti importanti di pettirossi in migrazione, ma in senso opposto (Fig. 12).

Tab. 12 – Elenco delle ricatture di uccelli inanellati a Lido di Spina e ricatturati o ritrovati da altri.

Inanellatore	Specie	Rilevatore	Età	Sex	Anello	Sito ricattura	Data prima cattura	Data ricattura
Fabrizio Borghesi	Martin pescatore	Luca Sattin	3	2	W77990	Valle Ghebo Storto (PD)	11/10/2009	11/05/2010
Fabrizio Borghesi	Pettirosso	CRAS Ferrara	6	2	8A84899	Ferrara (comune di)	19/10/2013	28/02/2014
Fabrizio Borghesi	Pettirosso	Andrea Corsini	3	0	11A6294	Marmentino (BS)	26/10/2014	30/10/2014
Fabrizio Borghesi	Usignolo di fiume	-	5	1	LL72771	Lido di Spina (FE)	08/09/2010	17/03/2011

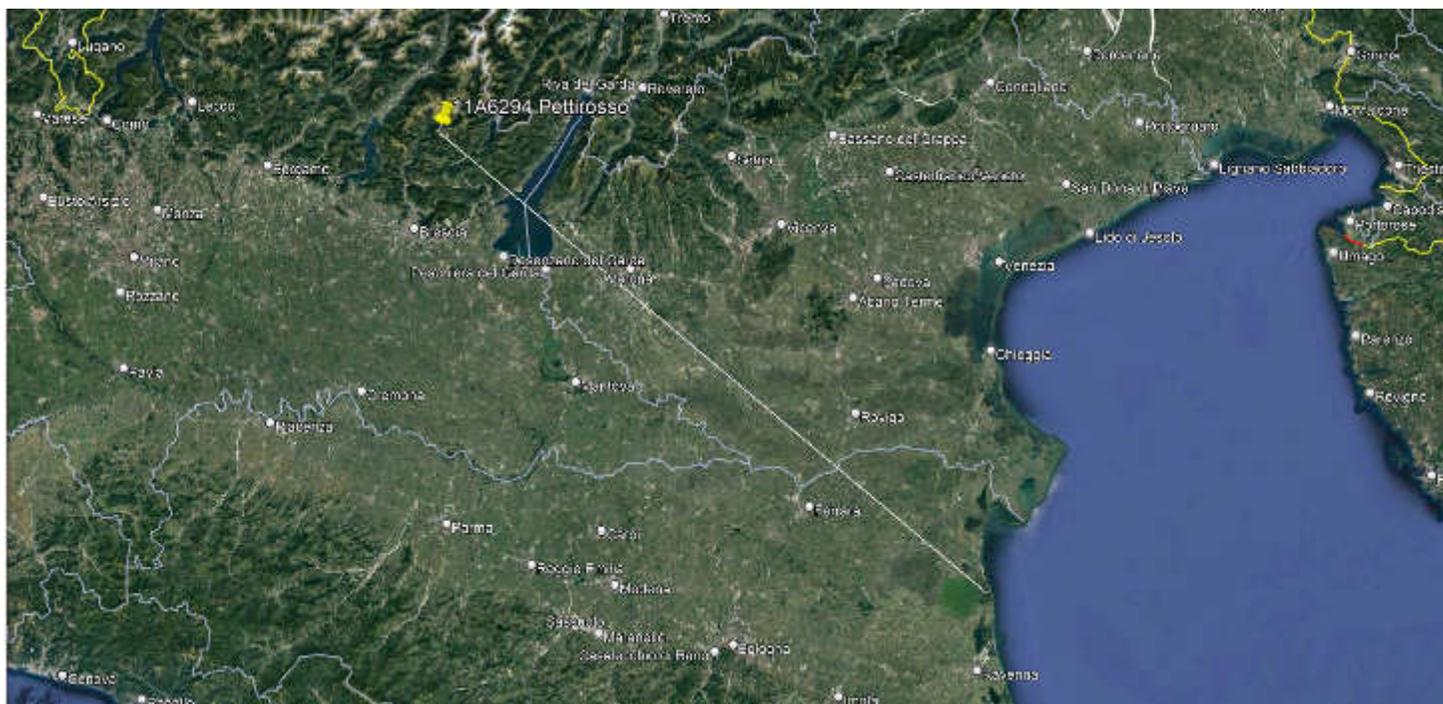


Fig. 12 - La strana rotta autunnale del Pettirosso inanellato al Lago di Spina il 26 ottobre 2014 e ripreso in Val Trompia (Brescia) da Andrea Corsini, un tenditore autorizzato alla cattura di uccelli da richiamo il 30 ottobre dello stesso autunno. In teoria, la rotta largamente più consueta degli uccelli che scelgono la “flyway” adriatica, provenienti da Nord-Est, è quella che li porta verso la Toscana, la Sardegna e il Nord Africa occidentale (v. testo).

Dati raccolti durante il periodo riproduttivo 2016

Riguardo al periodo riproduttivo la stazione dispone di pochi dati. Nel 2016, operando in adesione al nuovo protocollo MonTRing introdotto da ISPRA, sono state svolte 4 sessioni sulle 9 previste, sperimentando purtroppo alcuni fattori che hanno scoraggiato il proseguimento negli anni successivi dell'attività durante la nidificazione. Tali fattori sono rappresentati prevalentemente dall'alta frequentazione antropica associata all'aumento del numero di predatori (specialmente gatti). Le quattro sessioni (7 e 28 maggio, 18 giugno, 2 luglio) hanno fornito però dati indicativi sulla comunità riproduttiva che vale la pena in questo contesto riportare, senza ovviamente alcun approfondimento o analisi vista la scarsa significatività statistica dei dati stessi (Tab. 13).

Decade/Pentade	13/26		15/30		17/34		19/37		totali		Comunità	
Stagione riproduttiva 2016	cat	rica	cat	rica	cat	rica	cat	rica	cat	rica	Ad	Juv.
Usignolo	2	1	1	2	10	2	10	2	23	7	14	12
Canapino			5		3	1	4		12	1	11	1
Capinera	2		2	2	7	5	1	2	12	9	9	8
Codibugnolo			6	1	5				11	1	5	8
Merlo			2	1	4	1	4		10	2	5	6
Pettiroso			1	1					1	1	2	
<i>Sterpazzola</i>	2								2	0	2	
Occhiocotto			2		1	1			3	1	1	3
Cinciarella					2	1			2	1	1	2
<i>Averla piccola</i>	1								1	0	1	
<i>Beccafico</i>	1								1	0	1	
Succiacapre			1						1	0	1	
Cinciallegra					1		1		2	0		2
tot	8	1	20	7	33	11	20	4	81	23	53	42
cat + rica	9		27		44		24		104		95	
N. specie	5		8		8		5		13		13	

Tab. 13 – Dati rilevati durante le quattro sessioni effettuate in periodo riproduttivo nel 2016 in conformità con il protocollo MonTRing dell'ISPRA. Le specie in corsivo sono da ritenersi esclusivamente migratrici, mentre quelle in grassetto sono da ritenersi nidificanti nell'area con elevata probabilità.

Le quattro sessioni nel periodo riproduttivo 2016 hanno generato 104 eventi di cattura e permesso l'analisi fisio-biometrica di 95 individui diversi di 13 specie, 53 adulti e 42 giovani nati nell'anno.

Di elevato interesse la struttura del popolamento. Le due specie più rappresentate sono migratrici transahariane: usignolo e canapino comune (*Hippolais polyglotta*). La presenza del bacino costiero spiega la

dominanza dell'usignolo, il quale necessita di una componente arborea-arbustiva mesofila sufficientemente densa in prossimità di zone umide, mentre il canapino comune è più tipico nelle macchie arbustive xeriche con buon livello di naturalità dove lo strato erbaceo è intatto, condizioni che si trovano ben sviluppate negli ambienti retrodunali di Lido di Spina.

Anche se solo a titolo indicativo, non essendo state svolte tutte le 9 sessioni previste, la stagione riproduttiva sembra aver avuto esito positivo per tutte le specie eccetto per il canapino comune, seconda specie per numero di adulti, ma con un solo giovane inanellato. Tuttavia, la mancanza dei dati delle due sessioni di luglio inoltrato penalizzano questa specie transahariana, che si riproduce in estate inoltrata ed è una delle prime ad abbandonare i siti riproduttivi (Bricchetti & Fracasso, 2010).

Due i *Sylvidae* nidificanti: la capinera, comune ed abbondante in tutto il territorio, e l'occhiocotto, al contrario, localizzato nelle pinete costiere con una popolazione disgiunta da quella più diffusa appenninica, seppur quest'ultima in forte rarefazione (Ceccarelli & Gellini, 2011). Il merlo, specie molto diffusa, ha mostrato, grazie alle ricatture, una presenza nel sito tutto l'anno.

Il pettirosso, così abbondante durante la migrazione, è invece un nidificante raro nella fascia costiera. Ne sono stati intercettati due esemplari alla fine di maggio, ma l'esame ravvicinato di entrambi non ha rilevato segni di nidificazione in corso, anzi uno dei due individui si trovava impegnato in una estemporanea muta completa del piumaggio. Tuttavia, la presenza come nidificante non può essere esclusa. L'atlante dei nidificanti del Parco del Delta del Po (2004-2006) non lo riporta nella zona di Lido di Spina (Costa et al. 2009) e lo stesso vale per l'Atlante provinciale 2004-2007 (Ceccarelli e Gellini, 2011), ma la nidificazione della specie è stata dimostrata a Punta Alberete (RA) proprio di recente grazie alla cattura in periodo riproduttivo di una femmina con placca incubatrice nell'ambito di un progetto di monitoraggio condotto da Ente di Gestione per i parchi e la Biodiversità – Delta del Po e Comune di Ravenna (Bacci & Borghesi, dati presentati in occasione della giornata mondiale delle Zone Umide 2023, al Convegno “Le forme dell'acqua – Ricerche e monitoraggi nelle zone umide del Delta del Po”).

Rilevata, nonostante le poche sessioni di cattura, la presenza del succiacapre (specie elencata nell'all. 1 della Direttiva “Uccelli”) (Fig. 8).

Il Martin pescatore

Non apparisse sufficiente la rilevanza dei dati fin qui presentati per identificare l'area di studio come una situazione di cruciale importanza per lo *stop-over* dei migratori che usano la linea di migrazione trans-adriatica, risulta sufficiente la constatazione della presenza presso il Lago di Spina del martin pescatore e della dimostrazione attraverso le ricatture effettuate dell'interscambio con altre zone umide italiane ed europee, per elevare al massimo il livello di attenzione circa la conservazione di queste zone umide costiere e il mantenimento dei loro habitat ad un grado di elevata naturalità e qualità.

Il martin pescatore, infatti, è incluso nella Direttiva 2009/147/CE, allegato I, per la quale devono essere “*previste misure speciali di conservazione per quanto riguarda l’habitat, per garantire la sopravvivenza e la riproduzione di detta specie nella propria area di distribuzione*” (Fig. 13).

Il martin pescatore è specie legata alle zone umide di buona qualità con acque trasparenti ed elevata presenza di ittiofauna. È noto che al di fuori del periodo riproduttivo le acque costiere con tali caratteristiche, meno soggette a gelate che precluderebbero l’accesso alle prede, risultano strategiche per la sopravvivenza invernale di giovani e adulti.

Complessivamente sono stati inanellati 41 martin pescatori, realizzando 11 episodi di ricattura dei quali ben 3 hanno riguardato soggetti inanellati altrove (Val Campotto, Repubblica Ceca, Germania). Inoltre, una femmina inanellata a Lido di Spina nel suo primo autunno di vita è stata ripresa nella Laguna di Venezia per due stagioni riproduttive consecutive, fornendo perciò una rara informazione riguardo al sito di nidificazione e sito di stop-over o probabile svernamento giovanile. La presenza del Lago di Spina, con le sue caratteristiche, ha quindi consentito a questa femmina di elevare le sue probabilità di sopravvivenza e giungere all’età riproduttiva.

Risulta evidente che il Lago di Spina, nello stato in cui si trova, riunisce caratteristiche del tutto adatte alla specie nel periodo post-riproduttivo (i nostri dati riguardano catture dal 28 agosto al 2 novembre). Lo dimostra il fatto che i quattro individui ricatturati sono risultati nidificanti in siti geograficamente molto diversi e lontani fra loro. Nel dettaglio, queste sono le circostanze delle ricatture di martin pescatore (Fig. 14):

- 1) Maschio nato nelle Valli di Argenta (FE) inanellato l’1 luglio 2004 da Dario Piacentini (ISPRA) e presente al Lago di Spina il 24 ottobre dello stesso anno (distanza 32 km);
- 2) Femmina adulta catturata nel sito riproduttivo in Repubblica Ceca il 12 giugno 2009 e subito dopo migrata al Lago di Spina, essendo già presente il 28 agosto (distanza 665 km);
- 3) Femmina giovane inanellata al Lago di Spina l’11 ottobre 2009, ripresa da Luca Sattin (inanellatore) nidificante nella Laguna di Venezia sudoccidentale l’11 maggio 2010 e poi ancora il 16 maggio 2011 (distanza 75 km);
- 4) Femmina inanellata nel nido ancora pulcino il 27 giugno 2011 in Baviera (Germania) e presente il 18 settembre dello stesso anno a Lido di Spina (distanza 420 km).



Fig. 13 - Martin pescatore nel momento del rilevamento del peso dopo la cattura. Questa specie ha fornito preziose informazioni durante il periodo di monitoraggio svolto dalla Stazione di Inanellamento di Lido di Spina con ben 4 episodi di ricattura riferibili ad altri siti, due italiani e due europei (foto: M. Bacci).

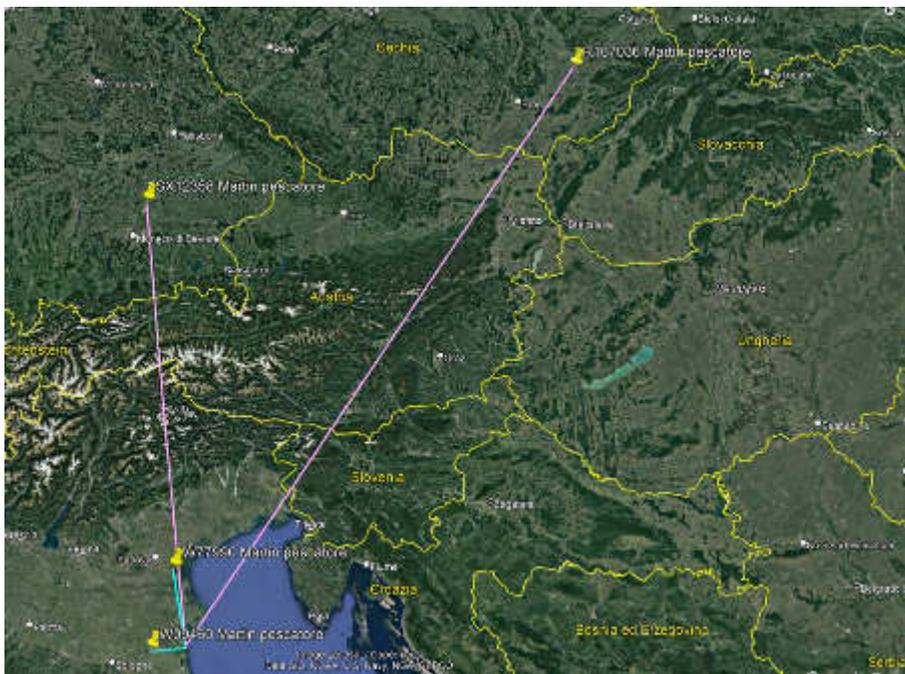


Fig. 14 - Linee che uniscono le località di cattura e ricattura dei 4 martin pescatori citati nel testo. In azzurro le linee che uniscono due siti italiani, in rosa le linee che uniscono il Lago di Spina con i siti riproduttivi europei.

Considerazioni conclusive

L'esperienza maturata negli anni grazie all'attività svolta e descritta in questo contributo ha consentito di caratterizzare una parte della comunità ornitica, la meno visibile e determinabile con difficoltà sia qualitativamente e quantitativamente, di un'area costiera che presenta caratteristiche di pregio riguardo alla presenza di ambienti dunali e retrodunali e intervallati da zone umide costiere protette.

Sebbene rimaneggiate da azioni antropiche, le piccole lagune a nord della Foce del Reno incluse nella Riserva Naturale Statale Bellocchio III svolgono la fondamentale funzione di zona di sosta, alimentazione e riproduzione di specie anche di rilevante importanza conservazionistica. Le lagune costiere, infatti, sono a tutti gli effetti "colonne" portanti (i cosiddetti "nodi") delle rotte di migrazione, costituendo così il presupposto irrinunciabile per la sussistenza di una vitale rete di spostamenti della fauna, nonché per la conservazione di tutta la Rete Natura 2000 col suo patrimonio di biodiversità, sempre tra mille difficoltà, tutelato da parte di enti gestori come, in questo caso i Carabinieri forestali e il Parco regionale del Delta del Po, sulla base delle normative in vigore nazionali e internazionali.

Gli oltre 5000 uccelli marcati di oltre 50 specie in 14 anni di attività hanno consentito di caratterizzare con un buon livello di dettaglio soprattutto la comunità autunnale, ma anche di raccogliere alcuni dati sugli altri periodi fenologici. Le autoricatture e le ricatture "esterne" hanno fornito ulteriori informazioni e, in particolare

per il martin pescatore, hanno dimostrato un ruolo cruciale del Lago di Spina per la sosta e il foraggiamento in periodo post-riproduttivo o post-natale per questa specie (ma non solo) inclusa nell'allegato I della Direttiva 2009/147/CE.

L'attività di monitoraggio qui descritta è cessata nel 2017, ma la necessità di indagare ogni componente ambientale al fine di orientare con sempre maggiore conoscenza e competenza la gestione rimane, poiché si tratta di realtà fragili e mutevoli, sia naturalmente che artificialmente sottoposte a continue e maggiori pressioni che ne mettono a dura prova la resistenza (fino addirittura all'esistenza stessa), in un contesto complessivo a bassa resilienza a causa della struttura ormai molto rigida del territorio circostante.

Bibliografia

- Arizaga J. e Barba E. 2011 - Differential timing of passage of populations of migratory Blackcaps (*Sylvia atricapilla*) in Spain: evidence from flight-associated morphology and recoveries. *Ornis Fennica* 88:104–109.
- Berthold, P. 1973. Proposals for the standardization of the presentation of data of animal events, especially migratory data. *Auspicium. Suppl.*: 49–57.
- Bibby C., Burgess N.D., Hill D. 1992. - Bird Census Techniques. Academic Press, London. 257 pp.
- Borghesi F., Zenatello M., Serra L., 2004. L'avifauna. In Nobili G. (a cura di) - Le pinete demaniali litoranee dell'Alto Adriatico. Progetto LIFE Natura 04/NAT/IT/000190 "Tutela di siti Natura 2000 gestiti dal Corpo Forestale dello Stato".
- Bondesan M., Calderoni G., Dal Cin R., 1978. Il litorale delle province di Ferrara e Ravenna (Alto Adriatico); evoluzione morfologica e distribuzione dei sedimenti. *Bollettino della Società Geologica Italiana*, 97: 247-287.
- Brichetti P. e Fracasso G., 2010. *Ornitologia italiana*, vol. 6 – Sylviidae-Paradoxonithidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Ceccarelli P.P. e Gellini S. (a cura di) 2011 – Atlante degli Uccelli nidificanti nelle Province di Forli-Cesena e Ravenna (2004-2007). S.T.E.R.N.A. Forlì. 367 pp.: pp. 272-273.
- Costa M., Ceccarelli P., Gellini S., Casini L. e Volponi S. (a cura di) 2009 – Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco del Delta del Po. Parco del Delta del Po Emilia Romagna.
- Denac, D., Schneider-Jacoby, M. & Stumberger, B. (eds.) (2010): Adriatic flyway – closing the gap in bird conservation. Euronatur, Radolfzell.
- Macchio S., Messineo A., Licheri D., Spina F., 1999 - Atlante della distribuzione geografica e stagionale degli uccelli inanellati in Italia negli anni 1980-1994. *Biol. Cons. Fauna*, 103: 1-276.
- Macchio S., Messineo A., Spina F., 2002 - Attività di alcune stazioni di inanellamento italiane: aspetti metodologici finalizzati al monitoraggio ambientale. *Biol. Cons. Fauna*, 110: 1-596.
- Margalef, R., 1958: Information theory in ecology. *General Systems*, 3, 36–71.
- Roy K., Foote M., 1997 - Morphological approaches to measuring biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 12 (7): 277-280.
- Spina F., 1999 - Value of ringing information for bird conservation in Europe. *Ringing & Migration* 19 (Suppl.):29-40.
- Spina F. E Volponi S., 2008 – Atlante della migrazione degli uccelli in Italia. 2. Passeriformi. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Tipografia SCR-Roma. 632 pp.: pagg. 146-155.

Prospettive gestionali della linea di costa dell'Ancona di Bellocchio e dello Scanno di Goro

Montanari Roberto

Area Difesa del Suolo, della Costa e Bonifica – Regione Emilia-Romagna

Premessa

Le aree umide costiere, quali aree di transizione fra ambiente marino e terrestre, oltre alla bellezza paesaggistica possiedono anche uno straordinario patrimonio di habitat e biodiversità e offrono servizi ecosistemici fondamentali, fra cui quelli di produzione di alimenti, di regolazione delle acque e di protezione dei territori costieri sottesi, servizi culturali ed educativi, attività ricreative e di studio delle diverse componenti biotiche e abiotiche e loro interazioni.

Si tratta però anche di ambienti particolarmente fragili, interessati in modo importante dal cambiamento climatico e da un elevato rischio di perdita di ecosistemi e biodiversità a causa di diversi fenomeni: erosione, subsidenza, inondazione, oltre che per possibili inquinamenti.

I processi geomorfologici ed ecologici, associati a disturbi di origine sia naturale sia antropica, possono determinare una frammentazione del sistema naturale in queste aree che a sua volta può generare trasformazioni ambientali prima a scala locale, poi su più vasta scala, e determinare una riduzione degli habitat, la perdita di biodiversità e dei servizi ecosistemici.

Per evitare di arrivare a tale situazione, è fondamentale affrontare le problematiche di queste aree con un approccio integrato e partecipato, che coinvolga gli Enti competenti, i portatori d'interesse e la comunità scientifica, nello studio delle diverse componenti e delle diverse criticità presenti, nella definizione di possibili interventi e migliori soluzioni per una loro gestione sostenibile, al fine di salvaguardarne gli habitat e il patrimonio di biodiversità così come, quando presenti, le attività antropiche che in questi ambienti operano e da cui traggono beneficio.

La Regione Emilia-Romagna, nell'ambito della recente Strategia di Gestione Integrata per la Difesa e l'Adattamento della Costa ai cambiamenti climatici - GIDAC (DEFRA 2021-2022), così come già dalle precedenti Linee Guida regionali per la Gestione Integrata delle Zone Costiere - GIZC (DCR n. 645/2005), promuove studi e monitoraggi in queste aree di particolare pregio e fragilità allo scopo di migliorarne la gestione, così come per gli altri tratti critici della costa regionale, acquisendo dati e analizzando i fattori di rischio e i possibili impatti attuali e futuri sull'assetto geomorfologico in relazione agli altri aspetti ambientali. Il presente articolo tratta in particolare di due di queste aree di assoluto pregio naturalistico-ambientale ed elevata criticità, le riserve naturali dell'Ancona di Bellocchio e dello Scanno di Goro, relativamente alle sfide poste dal cambiamento climatico e alle prospettive gestionali della linea di costa e delle altre componenti fisiche in chiave di sostenibilità e di tutela degli ecosistemi.

Inquadramento

Nell'ambito della costruzione della nuova strategia regionale di gestione della fascia costiera, attraverso il processo partecipativo "Che Costa Sarà?" e con i diversi Enti sulla costa, le associazioni imprenditoriali e ambientaliste, le attività economiche, le università, la società civile, si sono affrontati, fra gli altri, i temi riguardanti le aree naturali e in particolare quelli delle zone umide salmastre e lagune costiere.

La Strategia GIDAC - "*Gestione integrata per la difesa e l'adattamento della costa dell'Emilia-Romagna ai cambiamenti climatici*" (Regione Emilia-Romagna 2022) - promuove per le aree naturali costiere interventi volti alla tutela e alla conservazione di habitat e specie attraverso un approccio d'intervento NBS (Nature Based Solution) basati su tecniche e materiali compatibili con le valenze e gli aspetti ambientali locali in relazione alle condizioni di rischio del territorio sotteso, iscritti in un sistema di gestione integrata sostenibile nel lungo periodo e condiviso con tutti gli Enti pubblici e privati a vario titolo interessati. Per limitare i fenomeni erosivi in tali aree, vengono inoltre promosse azioni quali l'apporto e gestione dei sedimenti da diverse fonti, così come la gestione delle biomasse spiaggiate per il mantenimento in loco dei materiali con funzione di trappole di sedimenti o il loro utilizzo come elementi di nucleo per la ricostruzione di cordoni dunosi.

Nel Quadro conoscitivo del documento di Strategia GIDAC, le zone di Foce Reno - Bellocchio e dello Scanno di Goro dal punto di vista delle dinamiche costiere sono individuate come aree soggette a criticità dovute principalmente alla scarsa alimentazione di sedimenti, ai fenomeni erosivi e di subsidenza, alle intrinseche caratteristiche morfologiche e alle basse quote, un insieme di fattori che le rende particolarmente vulnerabili alle inondazioni per mareggiata e all'innalzamento del livello del mare.

Come per l'intera costa regionale, a maggior ragione per queste aree alla luce delle loro peculiari caratteristiche di fragilità, geomorfologiche e ambientali, è necessario un approccio integrato nell'analisi delle problematiche e nella ricerca di soluzioni di gestione sostenibili. Una gestione che dovrebbe seguire i principi della GIZC (gestione integrata delle zone costiere), intesa come "*un processo dinamico in cui si sviluppi e sia attuata una strategia coordinata per la distribuzione delle risorse istituzionali, socio-culturali e ambientali, finalizzata alla conservazione e alla gestione sostenibile di una pluralità di usi della fascia costiera*" (Sorensen e McCreary, 1990), con l'obiettivo di provvedere al migliore e sostenibile uso a lungo termine delle risorse naturali e di garantire il permanente mantenimento della maggior parte possibile dell'ambiente naturale, principi più ampiamente sviluppati e codificati dal Protocollo GIZC per il Mediterraneo (UNEP/MAP 2008).

Foce Reno-Bellocchio rappresenta una delle zone maggiormente critiche della costa regionale, in particolare del ravennate (celle da 92 a 95) e parte del ferrarese (celle da 96 a 98 - Sistema gestionale delle celle litoranee, SICELL). Tale paraggio costiero è individuato come “hot-spot” erosivo con un arretramento stimato intorno ai 12-15 m all’anno (Calabrese L. et al, 2010) dovuto ad una sostanziale assenza, ormai da diversi decenni, dell’importante apporto di sedimenti che proveniva dal Fiume Reno. Lo stesso Poligono militare di Foce Reno, in quell’area, versa oggi in condizioni di elevata criticità a causa dell’abbassamento dei fondali e dell’ormai completo smantellamento della freccia litoranea di sedimenti che costituiva l’esteso apparato di foce costruito in passato dall’apporto solido del fiume. Nell’area compresa fra l’Ancona di Bellocchio e le Valli di Comacchio, è presente inoltre una vasta tenuta in cui opera un’importante azienda con coltivazioni agricole associate all’allevamento ittico estensivo, oltre alla SS 309 Romea, parte della E55 e asse viario fondamentale per il territorio romagnolo che lungo la costa collega Ravenna a Mestre-Venezia.



Fig. 1 - Localizzazione delle aree trattate

Classificata come area costiera ad elevata suscettibilità ai fenomeni erosivi e di inondazione, soggetta a marcata erosione e a scenari attesi di sensibile peggioramento del rischio di inondazione, non è stata oggetto di particolari interventi se non quelli di manutenzione dell’argine in sabbia sul margine interno della laguna, operati dalla proprietà dell’azienda agricola presente e di interventi di rinforzo delle difese spondali in sinistra di foce Reno, operati dal Comune di Ravenna. È un’area che necessita di una riorganizzazione del suo assetto complessivo ad interessare l’intera fascia compresa fra Foce Reno e il lago di Spina. Per quest’area sono state vagliate diverse ipotesi, fra cui la ricostruzione di un cordone dunoso o altro sistema di difesa dall’inondazione marina e una revisione dell’assetto idraulico delle Vene di Bellocchio, che possono comportare un impegno dai 2-7 Milioni a circa 13 Milioni di Euro (GIDAC 2022), come primi investimenti, cui aggiungere i costi di manutenzione annuali, molto variabili a seconda delle soluzioni messe in campo. Le opzioni di intervento e di gestione sono riassunte e illustrate in seguito.

Lo **Scanno di Goro** (cella litoranea 117) rappresenta il sistema naturale di difesa della laguna retrostante, la Sacca di Goro, sede di una delle più importanti attività di molluschicoltura a livello nazionale, oltre che essere un'area naturalistica di assoluta importanza e parte del MAB Unesco Delta del Po.

Questa freccia litoranea sedimentaria, costruita dall'apporto solido del Po di Goro come ultima di una serie di geminazioni in posizioni e con direzioni di accrescimento variate nel tempo, viene classificata come fascia costiera soggetta ad erosione e con scenari attesi di sensibile peggioramento per aumento del rischio di inondazione e del possibile "annegamento" sul lungo periodo.

I principali fattori di aumento del rischio sono:

- la riduzione registrata dell'apporto sedimentario del Po di Goro (solo in parte integrato dall'erosione del fronte meridionale del Delta del Po), che diminuirà nel tempo la funzione di difesa che lo Scanno esercita per la Sacca di Goro,
- l'innalzamento del livello del mare e conseguenti più frequenti episodi di inondazione e scavalco dello Scanno in occasione delle mareggiate, in particolare da Scirocco.

Inoltre, nella parte iniziale dello Scanno in destra Po di Goro dove ha sede il Faro omonimo (cella litoranea 116), l'apparato di foce è soggetta a smantellamento già nella porzione sommersa, con tendenza all'occlusione dell'attuale foce fluviale e al ritorno ad una precedente direzione di sbocco verso sud. Con le dinamiche descritte, un piano campagna di 0,45 m s.l.m. e un'elevazione di 1,85 m del muro esterno di protezione, risulta a rischio l'esistenza stessa del faro (GIDAC 2022).

Nel suo complesso l'area dello scanno necessita di una particolare attenzione e di un monitoraggio continuo della sua evoluzione, in relazione anche alla sua tendenza ad occludere la bocca lagunare (cella litoranea 118) della Sacca di Goro. La riduzione dell'alimentazione dello scanno e il forte rischio di una sua frammentazione consigliano una riduzione drastica dei prelievi di sedimenti dal corpo sedimentario, in passato destinati al ripascimento delle spiagge in erosione di Lido di Volano e al miglioramento dei fondali in concessione per l'allevamento delle vongole all'interno della Sacca.

In prospettiva sono consigliabili limitati prelievi, dell'ordine di 5.000 mc al massimo per volta, per operazioni di manutenzione dell'area del faro, per la quale sono inoltre necessari interventi di manutenzione straordinaria delle opere di protezione, ripristino del pennello di foce e del muro di confine lato fiume, in destra Po di Goro (GIDAC 2022). La messa in sicurezza della zona di pertinenza del faro, che include la sponda fluviale interna del Po di Goro, richiede una preventiva verifica puntuale delle competenze dei diversi Enti nell'area.

Opzioni d'intervento e prospettive gestionali per l'Ancona di Bellocchio

Per la conservazione e gestione del paraggio costiero e della laguna del Bellocchio sono state fatte alcune ipotesi, compresa l'opzione del non intervento, come base di ragionamento condivisa fra i diversi Enti, Regione, Arpa, Parco Delta Po, Corpo Forestale dello Stato (oggi Raggruppamento Carabinieri Forestali per la Biodiversità) e redatte dall'allora Servizio Tecnico di Bacino del Po di Volano e della Costa (oggi Ufficio territoriale sicurezza territoriale e protezione civile di Ferrara). Tale ventaglio di ipotesi, basato su uno schema tipologico di opzioni messo a punto nelle raccomandazioni di EUROSION (Rapporto EuroSION 2004) e ripreso nella sezione metodologica del documento di Strategia GIDAC, ha rappresentato un documento prodromico alla formulazione di un progetto LIFE-Natura, poi non concretizzatosi, che rimane tutt'ora una base di riferimento e di valutazione degli interventi possibili in quest'area.

L'opzione "0", **nessun intervento**, prevede la libera e naturale evoluzione senza alcun intervento per tutto l'ambito costiero da foce Reno fino al primo pennello a sud di Lido di Spina.

In tale scenario, considerando i tassi di subsidenza, erosione e arretramento della linea di riva e le dinamiche di traslazione dei sedimenti caratteristiche di quest'area, si può prevedere l'ulteriore assottigliamento e poi la completa scomparsa del cordone sabbioso costiero in capo ai prossimi 10-15 anni. La spiaggia, oggi molto ridotta, lascerebbe spazio ad un'insenatura a basso fondale (argilloso/limoso) e la sabbia distribuita sempre lungo la costa verso nord (fino al molo sud di Porto Garibaldi), in minima parte ad alimentare la spiaggia emersa e in maggior parte catturata invece dalle bocche dei canali Gobbino e Logonovo) e, in ultima istanza, dal molo portuale. Il litorale a nord dello stabilimento balneare del Campeggio Spina Village (ex Bagno Jamaica), e la zona dello stabilimento stesso, non più alimentato da sabbie, andrebbe sostenuto in misura crescente con ripascimenti e altri interventi.

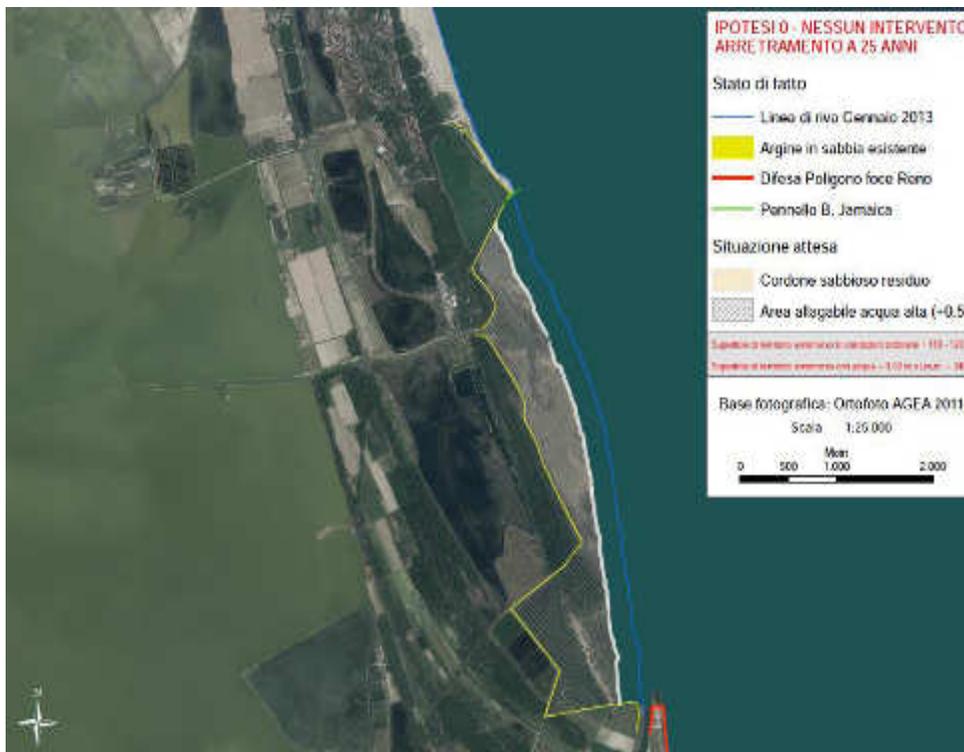


Fig. 2 - Opzione zero:
nessun intervento

Tale opzione a “costo zero”, in teoria, e con nessuna interferenza diretta con le dinamiche naturali di evoluzione morfologica né con le dinamiche ecologiche, che possono considerarsi **effetti positivi** per l’area del Bellocchio, comporterebbe d’altra parte alcuni **effetti negativi** e “costi ambientali” importanti:

- l’avanzamento del mare, perdita di almeno 115 ettari di territorio emerso in cui sono presenti habitat di interesse conservazionistico, boschi litoranei, aree agricole produttive, itticultura, faunistico-venatoria;
- la necessità di importanti interventi a difesa dell’abitato di Lido di Spina e del territorio a monte fino alla statale 309 Romea;
- l’appiattimento/scomparsa del cordone sabbioso determinerebbe una scarsa separazione del mare dalla laguna con più frequenti inondazioni dell’area lagunare (superficie di oltre 340 ha) fino all’argine di seconda difesa, anche per mareggiate ordinarie con livello del mare a +0,50 m;
- incremento della vulnerabilità idrogeologica del territorio: possibile erosione delle difese (argine in sabbia) con elevato rischio di inondazione dell’abitato di Lido di Spina e di ampie porzioni di territorio a mare della statale Romea, in occasione di mareggiate anche ordinarie;
- l’evoluzione in regressione del paraggio diverrebbe irreversibile (sia tecnicamente che economicamente) con progressiva perdita di territorio emerso fino alla linea di seconda difesa e anche oltre in caso di rottura di questa;
- scarse possibilità di fruizione antropica dell’ambiente.

L’opzione “1” prevede interventi di **rinforzo delle difese di seconda linea** (argine in sabbia esistente), quindi la messa in sicurezza dell’abitato di Lido di Spina e delle infrastrutture. Come per l’opzione “0” viene prevista la libera e naturale evoluzione, senza alcun intervento di protezione /conservazione della linea di riva, nel tratto di costa da foce Reno fino al primo pennello a sud di Lido di Spina, ma si dovrebbe comunque intervenire per la messa in sicurezza dei beni antropici (abitato di Lido di Spina, territorio a monte della stessa seconda linea di difesa e statale Romea) tramite ricarica dell’argine di difesa e protezione del lato a mare con mantellata in pietrame.

Fig. 3 - Opzione 1: rinforzo delle difese di seconda linea.



Tali interventi sarebbero finalizzati ad escludere l'ingressione del mare per rottura o sormonto arginale, e a mettere in sicurezza i beni antropici esposti al rischio di ingressione marina per particolari eventi di mareggiata associati ad acqua alta. L'evoluzione della spiaggia e della linea di riva seguirebbe lo stesso corso dell'opzione "0", allo stesso modo non vi sarebbero interferenze con le dinamiche naturali morfologiche ed ecologiche ma si avrebbero gli stessi affetti negativi di medio-lungo termine già menzionati, comunque a fronte dei costi diretti degli interventi di rinforzo delle difese di seconda linea per l'abitato e il territorio con relativa manutenzione annuale.

L'opzione "2" prevede la realizzazione di **interventi morbidi** (sand motor, duna armata, ripascimenti programmati e pennelli).

Si prevede la realizzazione di un intervento di ripascimento della spiaggia emersa con sabbie litoranee per circa 1.300.000 mc, abbinato alla realizzazione di una duna armata con pali e materiale legnoso spiaggiato e ad un ulteriore ripascimento della spiaggia sommersa, con funzione di "Sand-Motor", per almeno 300.000 mc (o di maggior volume, in relazione alle disponibilità) da realizzare eventualmente con le sabbie provenienti dall'ampliamento del porto di Ravenna.

Con questi interventi si intenderebbe ripristinare un profilo di spiaggia più funzionale (spiaggia più ampia e con quota più elevata rispetto all'attuale), con linea di riva riconducibile alla situazione dei primi anni 2000.

Successivamente all'intervento, il mantenimento della linea di riva e del profilo di spiaggia sarebbero favoriti dal Sand Motor, che funzionerebbe da alimentatore di sedimenti per l'intero paraggio sottoflutto e più verso nord, secondo le dinamiche costiere naturali, funzione svolta per decenni dalla freccia litoranea di Foce Reno ora pressoché smantellata.

Si ipotizza inoltre la realizzazione di un sabbiodotto permanente per la necessaria manutenzione ordinaria dei ripascimenti, al fine di ridurre il costo del trasporto in loco dei sedimenti. A fronte di costi più elevati, rispetto all'opzione "1", si avrebbero importanti **effetti positivi**:

- messa in sicurezza dei beni antropici esposti al rischio da ingressione marina per eventi di mareggiata associati ad acqua alta;

Fig. 4 - Opzione 2: interventi "morbidi".



- scarsa interferenza con le dinamiche ecologiche;
- il paraggio limitrofo a nord, ora in crisi, godrebbe degli apporti dalla spiaggia emersa e sommersa (Sand Motor), grazie ai ripascimenti che consentono di rimettere, o mettere, in circolo materiale utile alle dinamiche di evoluzione del litorale;
- il Sand Motor metterebbe in circolo risorse esterne di materiale, importantissime per un parziale recupero del deficit di apporto sedimentario fluviale. In quest'ottica il Sand Motor dovrebbe ridurre le necessità di interventi di manutenzione del ripascimento nel tratto Foce Reno - Bagno Piramidi (Lido Spina Sud);
- la duna armata si inserirebbe con piena compatibilità nel contesto ambientale. In caso di smantellamento non ci sono costi di rimozione;
- positivo impatto estetico-percettivo in chiave di fruizione turistica dell'area;
- possibilità di definire modalità di fruizione regolamentata della spiaggia, attualmente non fruibile.

A fronte di possibili **effetti negativi** quali:

- continue, periodiche e indifferibili manutenzioni degli interventi, da programmare in gran parte su base annuale, ma anche con eventuali interventi di somma urgenza;
- costi ingenti di manutenzione del ripascimento del tratto Foce Reno - Bagno Piramidi, che si potrebbero però ridurre circa della metà con la realizzazione del sabbiodotto, con ulteriore investimento ammortizzabile in alcuni anni solo a patto che via sia una disponibilità costante di materiale sabbioso da convogliare, costi di manutenzione del sabbiodotto e un certo irrigidimento della dinamica di evoluzione della spiaggia relativo alla presenza della condotta interrata;
- le attività di ripascimento comportano effetti sulle cenosi nelle aree di prelievo e di refluento;
- la realizzazione della duna armata potrebbe irrigidire parzialmente l'assetto della spiaggia alterando la dinamica di evoluzione naturale dei corpi dunosi relitti.

L'**opzione "3"** prevede la realizzazione di una **barriera sommersa**. Una scogliera soffolta larga 20 m in sommità, altezza 1,5m, quota berma a -0,50m rispetto al livello del medio mare, collocata a circa 150-200m dalla linea di riva a protezione della spiaggia, per una lunghezza di 4.600 m da Foce Reno allo stabilimento balneare del Camping Spina Village (ex Bagno Jamaica). L'intervento potrebbe essere abbinato ad un ripascimento della spiaggia emersa.

Al di là dei costi elevati, anche superiori a quelli dell'opzione "2", delle incertezze circa il substrato argilloso, relative alla probabile necessità di importanti manutenzioni (ricarica per ripristino quota a seguito di cedimenti differenziati e/o affondamento) della struttura di difesa, sulla modificazione delle dinamiche del trasporto solido litoraneo con possibili ripercussioni sui tratti costieri a nord ed effetti sulle foci del fiume Reno e dei

canali Gobbino e Logonovo, e sulle possibili risposte dei sistemi ecologici nel tratto di costa intercluso tra linea di riva e barriera soffolta, sono prevedibili per tale opzione i seguenti **effetti positivi**:

- nessun impatto estetico-percettivo;
- l'intervento dovrebbe ridurre in maniera significativa il tasso di erosione nel tratto di costa protetto;
- la scogliera costituirebbe un elemento di differenziazione dell'habitat marino con ripercussioni attese positive;

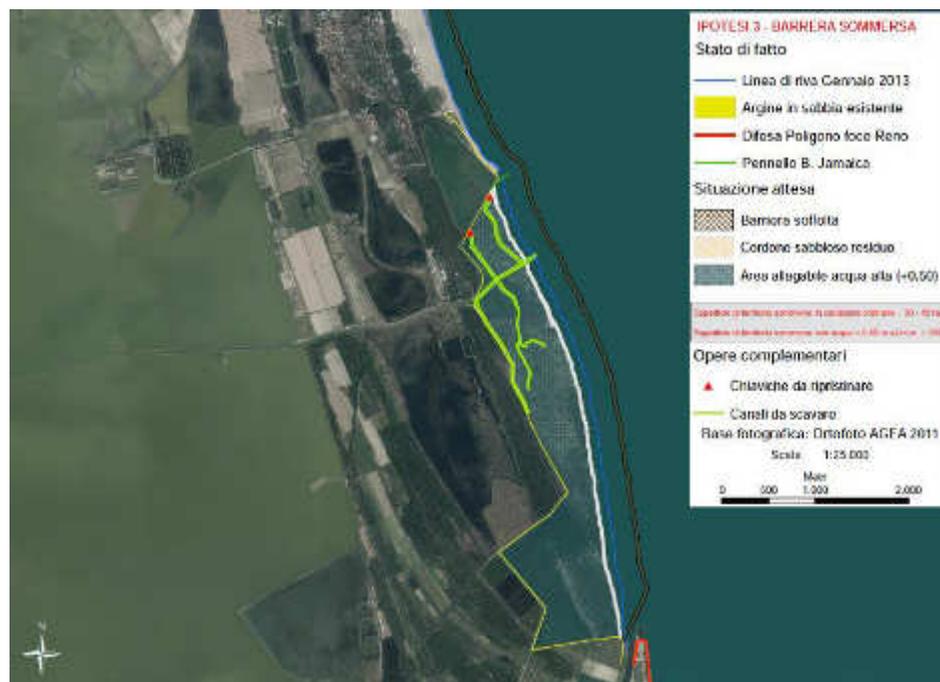
A fronte dei seguenti possibili **effetti negativi**:

- l'intervento introdurrebbe un elemento di forte alterazione delle dinamiche di erosione e trasporto litoraneo delle sabbie con ripercussioni nei tratti di costa sottoflutto, con conseguente necessità di procedere con una barriera continua almeno fino al molo sud di porto Garibaldi (per complessivi 9.200 m);
- minore circolazione idrica nel tratto di mare compreso tra la costa e la barriera, che può determinare una forte alterazione ecologica in ragione del contributo del Logonovo e soprattutto del Reno (acque dolci, livello di qualità delle acque portate, ecc.);
- l'intervento richiede costi di manutenzione dell'opera principale (barriera soffolta), stimabili nel 5-10% del costo dell'opera stessa su base annua;
- l'intervento richiederebbe comunque costi di manutenzione per il ripascimento della spiaggia erosa nel tratto da foce Reno a Bagno Piramidi (5.335 m).

L'opzione "4" prevede la realizzazione di una **difesa radente**, a ridosso della linea di riva, in posizione arretrata rispetto al promontorio dell'ex Bagno Jamaica.

La tipologia di opera sarebbe analoga, in sezione, a quelle presenti a protezione della pineta di Lido di Volano: sezione a trapezio, in pietrame, con base inferiore di 22 m, superiore di 4 m, pendenze lato mare 1/4 e lato terra 1/2, e con quota berma a +3 m rispetto al livello del medio mare, completata da un argine più interno protetto sempre da pietrame, distanziato di circa 40 m dalla difesa radente. Lunghezza totale 4.600 m.

Fig. 5 - Opzione 3: barriera sommersa.



L'intervento dovrebbe essere abbinato a modifiche morfologiche dell'ambiente lagunare a tergo della barriera, al fine di creare ambienti (ampi dossi, spiaggette ecc.) funzionali alle specie target.

Il tasso di erosione e di arretramento nel tratto di costa protetto dalla scogliera radente verrebbe sostanzialmente azzerato ma si darebbe per persa, senza di fatto possibilità di ripristino per gli effetti dinamici della riflessione del moto ondoso, la spiaggia antistante la difesa radente. I tratti di costa sottoflutto non protetti dalla barriera radente non dovrebbero subire conseguenze ulteriori negative significative rispetto alla situazione pre-opera.

Anche in questo caso, le principali incertezze riguardano il substrato argilloso, quindi i possibili cedimenti e la necessaria manutenzione dell'opera, oltre alle risposte dei sistemi ecologici in relazione all'adattamento delle specie animali e vegetali alle nuove condizioni ambientali. Oltre ai costi più contenuti rispetto alle opzioni "2" e "3", è stato valutato che tale intervento produrrebbe i seguenti **effetti positivi**:

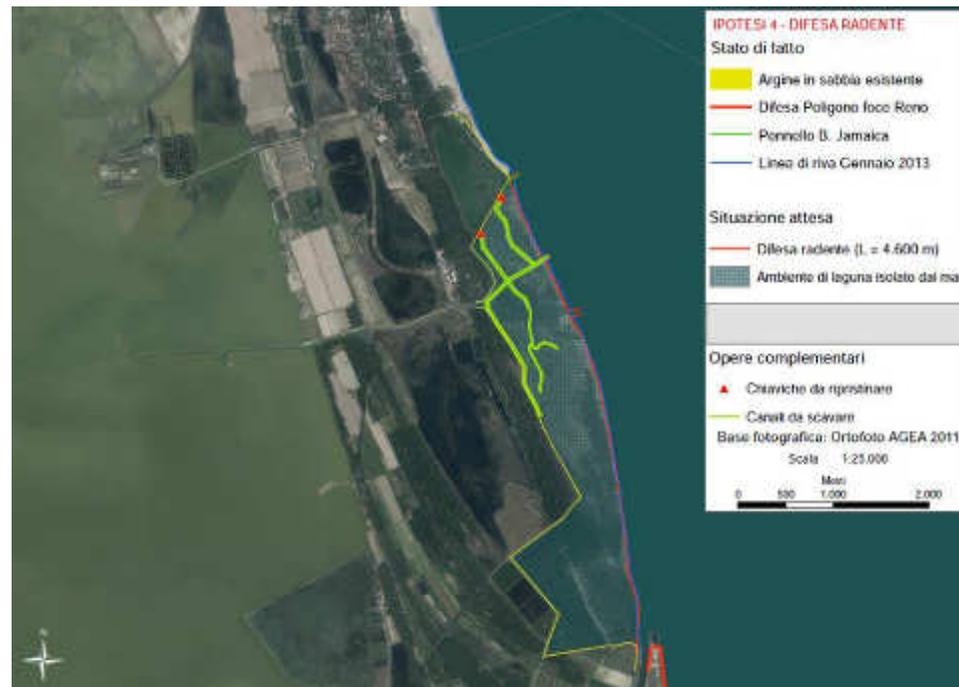
- conservazione integrale dell'attuale superficie di territorio emerso;
- buona durabilità ed efficacia nel proteggere il territorio emerso;
- costi di manutenzione dell'opera relativamente contenuti (inferiori al 5% del costo);
- scarsi effetti sui tratti di costa sottoflutto.

A fronte dei seguenti possibili **effetti negativi**:

- presenza di una barriera fisica rigida tra ambiente lagunare e mare;
- approfondimento del fondale ai piedi dell'opera con totale scomparsa della spiaggia attiva e del relativo habitat;
- conseguenze negative sulle specie e dinamiche ecologiche legate alla presenza di specie di habitat quali spiaggia attiva, dune mobili del cordone, dune embrionali mobili, ecc;
- scarsa o nulla fruibilità "balneare" del tratto di costa per mancanza di spiaggia.

In relazione a tale assetto vi sarebbe inoltre la necessità di ulteriori interventi complementari per garantire la necessaria circolazione delle acque e il ricambio idrico nella laguna a tergo della barriera radente, ovvero la

Fig. 6 - Opzione 4:
difesa radente.



creazione di nuovi canali di collegamento con il mare, con foci opportunamente protette (moli in pietrame), e la creazione di habitat emersi nella laguna.

Le varie opzioni di intervento e di assetto dell'area, sopra sinteticamente descritte, potranno essere soggette a variazioni in ragione dell'evoluzione della situazione locale, morfologica e ambientale, accompagnate dal mutamento delle condizioni climatiche e meteomarine che nel tempo si stanno registrando.

Si sottolinea comunque che, in aree con habitat in via di rapida compromissione, come quella del Bellocchio, se sul breve termine è possibile accettare i costi di gestione per un continuo adattamento alle mutevoli condizioni fisiche e biologiche indotte anche dal cambiamento climatico, sul lungo termine la conservazione degli habitat non è sostenibile, dal punto di vista sia tecnico sia economico, facendo affidamento solo su interventi limitati di tipo per così dire “emergenziale” (Nobili G. 2020), ma al contrario vi è la necessità di soluzioni “strutturali”, per un riassetto complessivo dell'area in funzione di una gestione più sostenibile in ragione delle mutate condizioni e di scenari comunque attesi.

Interventi recenti e prospettive gestionali per lo Scanno di Goro

Se per la gestione del paraggio costiero di Bellocchio sono tutt'ora al vaglio le diverse ipotesi formulate, per lo Scanno di Goro, grazie in particolare al progetto LIFE AGREE (2014-2020), e anche a precedenti progetti europei, quali SHAPE (2011-2013, programma di Cooperazione transfrontaliera IPA Adriatico) e CHANGE WE CARE (2019-2021, programma di Cooperazione transfrontaliera Italia-Croazia) che hanno gettato le basi per il progetto LIFE, si è pervenuti alla definizione e avvio applicativo di un modello gestionale finalizzato ad un obiettivo generale di conservazione a lungo termine degli habitat e delle specie della Sacca di Goro, che comprende lo Scanno quale elemento integrante e fondamentale per la sua stessa esistenza. Tale modello mira ad una gestione integrata con approccio ecosistemico e funzionale della laguna a cui partecipino enti sia pubblici sia privati, nell'ottica di accompagnare anziché contrastare il dinamismo della laguna e i processi naturali di mobilizzazione e deposito di sedimenti.



Fig. 7 - Sacca e Scanno di Goro, agosto 2023 (www.sentinel-hub.com)

Fra le azioni messe in campo dal Life Agree una ha riguardato in particolare lo Scanno, con la realizzazione di una struttura in pali di legno (pennello) per orientarne della crescita in direzione S-SW favorendo la formazione di un nuovo scanno più esterno, secondo l'approccio NBS. Con tale struttura, pennello a forma geometrica spezzata e obliqua rispetto all'attuale linea di costa, si è inteso assecondare, direzionando diversamente, le dinamiche litoranee e sedimentarie che costruiscono la freccia litoranea (Scanno) in modo che il suo accrescimento non vada a minacciare periodicamente la chiusura della bocca lagunare e poter quindi ridurre conseguentemente le necessarie spese di dragaggio della punta dello scanno. Al termine del progetto Life (agosto 2020) il pennello per la crescita guidata dello scanno ha già mostrato risultati positivi con un deposito di quasi 140.000 m³ di sedimenti lungo il suo profilo, che provengono in parte dal Po di Goro e in parte dal fronte meridionale dell'apparto costiero del Delta del Po.



Fig. 8 - Viste da mare e da terra del pennello in pali di legno realizzato per orientare l'accrescimento dello Scanno

L'intervento sullo Scanno è stato accompagnato da altri interventi all'interno della Sacca, relativi all'escavo dei canali sublagunari principali e secondari, nell'area orientale della Sacca, da ripetersi nel tempo secondo le necessità, per mantenere un'adeguata circolazione idrica in laguna, oltre alla creazione di isole, per favorire la nidificazione di alcune specie di volatili, e di barene, per contribuire al mantenimento dell'equilibrio dinamico della laguna, e alla ricostruzione con modifiche funzionali del manufatto idraulico di collegamento fra il Po di Goro e la Sacca, per risolvere il problema delle crisi anossiche nella Sacca. Nel complesso è un'operazione volta a dare un assetto all'area tale da consentire una gestione più sostenibile del sistema laguna/freccia

litoranea, laguna che è sede anche di un'attività di molluschicoltura di rilievo nazionale e fondamentale per l'economia delle comunità locali.

Il progetto ha ottenuto la conservazione di oltre 1000 ha dell'habitat prioritario 1150* Lagune costiere, eliminando completamente le crisi anossiche a partire dal secondo anno di progetto, il 2017. La completa eliminazione delle crisi anossiche per ormai 4-5 anni consecutivi non si era mai verificata negli ultimi 17 anni.

La presenza dello scanno è stata valutata nell'ambito dei servizi ecosistemici come servizio di regolazione di protezione costiera, quantificando anche i benefici relativi alla realizzazione del pennello.

In assenza del nuovo pennello, i metri cubi di sedimenti, lì già accumulati in questi primi anni, si sarebbero distribuiti nella porzione occidentale (punta dello Scanno) andando ad ostruire l'ingresso del principale canale sub-lagunare. La rimozione di questi sedimenti, fermati invece dal pennello, sarebbe costata circa 630.000€ (140.000 mc per un costo medio di 4,5 €/mc) contro un costo del pennello di 280.000 €.

L'obiettivo della gestione integrata a lungo termine, inoltre, ha trovato realizzazione nel progetto gettando le basi di un partenariato pubblico/privato fra gli Enti pubblici e le organizzazioni produttive dei molluschicoltori la cui attività economica è legata allo stato di buona conservazione della laguna. Successivamente si è pervenuti a un nuovo "Protocollo per la gestione sostenibile della Sacca di Goro", siglato nel 2023, che ha sostituito quello del 2017. I firmatari, Regione Emilia-Romagna, Provincia di Ferrara, Comune di Goro, Arpae, Ente Parco Delta Po, Reparto Carabinieri per la Biodiversità di Punta Marina, Agenzia Regionale per la Sicurezza territoriale e Protezione civile, Università di Ferrara, Associazione Generale Cooperative Italiane, Confcooperative, Legacoop, Coldiretti, Consorzio Unitario Novellame Società Cooperativa (ConUno), con la firma del Protocollo si sono posti gli obiettivi di:

- tutela del patrimonio paesaggistico-ambientale e culturale,



Fig. 9 - Sintesi in grafica degli interventi realizzati con il progetto LIFE AGREE.

- valorizzazione delle attività produttive e commerciali presenti nella Sacca,
- valorizzazione e preservazione dell'acquacoltura e la conservazione dell'ecosistema ambientale.

E in funzione di tali obiettivi, un apposito Comitato Operativo, composto dai firmatari e guidato dal Comune di Goro, provvede alla definizione di attività finalizzate alla gestione sostenibile e razionale della Sacca attraverso:

- elaborazione di linee di indirizzo per il coordinamento delle azioni di tutela ambientale e di sviluppo economico;
- pianificazione e programmazione finalizzate alla tutela, valorizzazione e gestione delle risorse ambientali ed economiche nella Sacca di Goro e dell'intero paraggio costiero tramite il coordinamento degli strumenti di programmazione di rispettiva competenza dei soggetti firmatari;
- gestione idraulica della Sacca di Goro, anche ai fini della valorizzazione delle attività produttive nella Sacca stessa;
- monitoraggio della qualità delle acque lagunari e costiere e dei mutamenti dei fondali e dello Scanno di Goro;
- custodia e vigilanza del patrimonio ambientale e paesaggistico e dei relativi impianti e manufatti;
- concertazione con i soggetti rappresentativi degli operatori economici del territorio, secondo i principi e le modalità della Gestione Integrata delle Zone Costiere.

La gestione sostenibile della Sacca si riferisce quindi ad un insieme di pratiche e strategie volte a garantire la conservazione a lungo termine degli ecosistemi lagunari e delle loro risorse naturali, tenendo conto delle esigenze economiche, sociali e ambientali delle comunità locali. Questo approccio mira a mantenere l'equilibrio dinamico della laguna, promuovendo la biodiversità e la resilienza degli ecosistemi, prevenendo l'inquinamento e mitigando gli impatti delle attività umane, allo stesso tempo tutelando e sviluppando le attività economiche presenti in chiave di sostenibilità in relazione alle risorse dell'ambiente in cui operano e da cui traggono beneficio.

In sintesi, una gestione che mira a garantire il benessere delle comunità locali e la conservazione degli ecosistemi lagunari per le generazioni future.

Conclusioni

I casi esposti, a un diverso livello di sviluppo, riguardano due aree della costa regionale dell'Emilia-Romagna particolarmente fragili e di assoluto valore naturalistico-ambientale e socio-economico, l'Ancona di Belloccio e lo Scanno di Goro. Entrambe particolarmente esposte alle dinamiche meteomarine e all'innalzamento del

livello del mare, offrono importanti servizi ecosistemici in relazione a funzioni di produzione, regolazione, scientifico-educative e culturali.

La fragilità intrinseca di queste particolari aree costiere anche in relazione agli effetti del cambiamento climatico, unitamente alla loro importanza ambientale-ecologica e dei servizi ecosistemici resi al territorio e alle comunità locali, impongono un approccio integrato ed interdisciplinare per studiare e valutare soluzioni di intervento e di gestione sostenibile dell'area e delle sue risorse, biotiche e abiotiche, il più possibile partecipata dagli Enti a vario titolo competenti e dai diversi portatori d'interesse. È importante sottolineare che, per la conservazione di queste aree e delle loro funzioni, se da un lato è necessario agire a livello collettivo, di sistema delle politiche, con politiche sostenibili di intervento e di gestione, è altrettanto necessario agire a livello individuale con comportamenti responsabili e sostenibili nella loro frequentazione e fruizione.

Se per l'area del Bellocchio sono state formulate e valutate diverse opzioni, sopra illustrate in sintesi, senza giungere ancora alla realizzazione di interventi ed ad una riorganizzazione del suo assetto in funzione di una gestione sostenibile alla luce dei trend evolutivi e del cambiamento climatico in atto, per lo Scanno e la Sacca di Goro si è giunti, anche grazie ad alcuni fondi europei, a mettere in pratica le specifiche soluzioni studiate e valutate, realizzando un complesso di interventi per un riassetto complessivo dell'area e prevenendo ad un Protocollo d'intesa pubblico-privato che pone basi concrete per una gestione sostenibile degli aspetti ambientali-ecologici in coesistenza con le attività economiche presenti nell'area.

Il caso della Sacca di Goro dimostra quanto sia possibile un modello di gestione sostenibile partecipato che riesca a garantire, allo stesso tempo, la cura degli aspetti ambientali-ecologici e la presenza dell'uomo e lo sviluppo di attività economiche in aree naturali protette, in un processo dinamico di mutuo beneficio. Un modello certamente applicabile, con i necessari adattamenti, anche all'Ancona di Bellocchio e ad altre simili aree costiere regionali, e non solo.

Va comunque sottolineato che, in entrambi i casi e più in particolare per il Bellocchio, considerando l'aumento dei trend erosivi e le proiezioni a livello globale dell'innalzamento del livello marino al 2100 (IPCC 2023), sarebbe auspicabile avviare una fase di governance di queste aree basata su un approccio più ampio (temporale, spaziale e culturale) che, promuovendo la traslazione degli habitat minacciati, tendesse a creare le condizioni nelle quali la biodiversità possa esprimersi in tutte le sue forme (genetica, specifica, habitat) al di fuori dei confini delle attuali aree protette che insistono su quei territori che verrebbero invasi dalle acque marine (Nobili G. 2020).

Operare quindi scelte gestionali che favoriscano i processi naturali (Nature Based Solutions) anziché tentare di contrastarli con risposte "rigide", effettuando una valutazione dei rischi associati alle attività umane in modo da prevenire e ridurre gli impatti negativi su tali attività e sulle aree naturali che le ospitano, è la chiave per mantenere le condizioni di uno sviluppo sostenibile dei territori e delle comunità locali in queste aree e garantire il trasferimento delle loro valenze e patrimoni alle future generazioni.

Bibliografia

- AA.VV., (2005) Linee Guida per la Gestione Integrata delle Zone Costiere (GIZC), DCR n. 645/2005, Regione Emilia-Romagna, <https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/suolo-bacino/argomenti/progetti-interventi/difesa-della-costa/gizc>
- AA. VV., (2022) Strategia di Gestione Integrata per la Difesa e l'Adattamento della Costa ai cambiamenti climatici (GIDAC), Regione Emilia-Romagna, dicembre 2022, <https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/suolo-bacino/argomenti/difesa-della-costa/gidac/gidac-dicembre-2022/>
- Calabrese L., Cibirin U., Perini L. (2010). Evoluzione del sistema marino-costiero nel contesto geologico-climatico In: Perini, L. e Calabrese, L. (a cura di) (2011). Il sistema mare-costa dell'Emilia-Romagna; Bologna: Pendragon. Monografie ISBN 978- 888342847; pp 137-154
- EUROSION, European initiative for sustainable coastal erosion management <http://www.euroSION.org/>
- IPCC, 2023: Sections. In: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35-115, doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647
- Montanari R., Marasmi C., De Nigris N., Aguzzi M. et. alii (2011) Nuovi strumenti per la gestione dei litorali in Emilia-Romagna – Sicell il sistema gestionale delle celle litoranee 2011, Regione Emilia-Romagna.
- Montanari R., Marasmi C. (2014). SICELL - Il sistema gestionale delle celle litoranee. Aggiornamento 2006-2012, Regione Emilia-Romagna. <https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/suolo-bacino/argomenti/difesa-della-costa/sicell-2006-2012>
- Nobili G., (2020) Environmental changes and biodiversity governance in Po river delta area: a contribution of nature-based criteria. Tesi di Dottorato, PH.D Course in Evolutionary Biology and Ecology, Università di Ferrara.
- Perini L., Calabrese L., Luciani P., Olivieri M., Galassi G. & Spada G. (2017). Sea-level rise along the Emilia-Romagna coast (Northern Italy) in 2100: scenarios and impacts. Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 17, 2271–2287, 2017
- Processo partecipativo “Che Costa Sarà?” per la costruzione della Strategia GIDAC, piattaforma Partecipazioni, documentazione <https://partecipazioni.emr.it/processes/che-costa-sara/f/83/posts/124>
- Protocollo d'intesa per una gestione sostenibile della Sacca di Goro, (DGR n. 2196/2022) Regione Emilia-Romagna https://agricoltura.regione.emilia-romagna.it/pesca/temi/normativa/prot_sacca_goro.pdf/@@download/file/Prot_Sacca_Goro.pdf
- Progetto SHAPE programma IPA-Adriatico, 2011-2014 <https://maritime-spatial-planning.ec.europa.eu/projects/shaping-holistic-approach-protect-adriatic-environment-between-coast-and-sea>
- Progetto CHANGE WE CARE programma Italy-Croazia CBC, 2019-2021 <https://programming14-20.italy-croatia.eu/web/changewecare>
- Progetto LIFE AGREE programma Life Natura, 2014-2020 <https://lifeagree.eu/>
- Protocollo GIZC per il Mediterraneo, UNEP/MAP 2008, <https://paprac.org/iczm-protocol>
- Sorensen J.C., McCREARY S.T., Institutional Arrangements for Managing Coastal Resources and Environments, Washington, National Parks Service, U.S. Department of the Interior ("Renewable Resources Information Series», 2), 1990

LIFE AGREE, un progetto integrato di Ecosystem Restoration ed incremento dei Servizi Ecosistemici

Graziano Caramori, Cristina Barbieri

Istituto Delta Ecologia Applicata, Via B. Barotk, 29/B, 44124 Ferrara

INTRODUZIONE

Le attività di Ecosystem Restoration, ripristino ecosistemico, sono state realizzate secondo quanto previsto dall'approvato Piano di Gestione (PdG) del sito Natura 2000 "Sacca di Goro, Po di Goro, Valle Dindona, Foce del Po di Volano" codice IT4060005. Il progetto LIFE AGREE è stato pianificato con una visione di gestione a lungo termine e sviluppo sostenibile con la partecipazione di tutte le parti interessate. Ha coinvolto gli Enti Pubblici, i soggetti privati nella forma delle cooperative di molluschicoltori, ed i tecnici specializzati che operano sul territorio. I vari soggetti hanno cofinanziato il progetto seppure con obiettivi e competenze differenti, quali la difesa costiera, la conservazione della biodiversità e, nel caso dei privati, le attività economiche di pesca e molluschicoltura che dipendono direttamente dal buono stato di conservazione della laguna e dai relativi servizi ecosistemici. Il progetto è stato pianificato ed attuato rispettando i principi della gestione integrata delle zone costiere (ICZM – Integrated Coastal Zone Management) con un approccio ecosistemico al funzionamento della laguna, che include le componenti biotiche ed abiotiche, attraverso una visione olistica che considera la dinamica costiera ed i Servizi Ecosistemici (SE) prodotti dall'ecosistema lagunare, quali la conservazione della biodiversità, l'economia e la sicurezza idraulica.

L'approccio ecosistemico ha consentito di considerare gli effetti degli interventi non su una singola componente ma in relazione agli altri elementi, in quanto nella complessa rete di rapporti funzionali le singole componenti ecosistemiche sono interdipendenti, per cui interagiscono ed influiscono sulle funzioni degli altri elementi, come le tessere di un mosaico compongono l'opera d'arte. Ad esempio lo scavo dei canali sublagunari è stato progettato con l'obiettivo di migliorare l'idrodinamismo ma i sedimenti di risulta sono stati utilizzati per la realizzazione ed incremento di habitat. Allo stesso modo le nuove isole per la nidificazione di alcune specie di uccelli sono state realizzate prelevando sedimenti sulla punta dello scanno, che cresce in direzione ovest riducendo il flusso di marea, ampliando quindi le aree di nidificazione per l'avifauna ma migliorando anche l'idrodinamismo. Sebbene la relazione tra Biodiversità e SE sia complessa, tuttora oggetto di ricerche, il progetto ha perseguito il principio di incremento della Biodiversità ed incremento dei SE. Bisogna considerare che la laguna di Goro a partire dalla fine degli anni '80 è stata afflitta da periodiche crisi anossiche, con defaunazione dei fondali ed anche mortalità della fauna ittica con ingenti danni alla Biodiversità, ma contemporaneamente ingenti danni alla pesca ed alla venericoltura che nello specifico si svolge in una porzione dell'habitat Lagune costiere.

OBIETTIVI

L'obiettivo generale di progetto era la conservazione a lungo termine di habitat e specie del sito "Sacca di Goro, Po di Goro, Valle Dindona, Foce del Po di Volano", mentre obiettivi specifici erano la conservazione di 3 specie di uccelli e di 3 habitat: il Fraticello (*Sterna albifrons*); la beccaccia di mare (*Haematopus ostralegus*); l'habitat 1150*, Lagune costiere, che occupa oltre metà del sito; il 1110 - Banchi di sabbia a debole copertura permanente di acqua marina; il 1410 - Pascoli inonati mediterranei (*Juncetalia maritimi*). Il Ghiozzetto di laguna (*Knipowitschia panizzae*) ed il Ghiozzetto cenerino (*Pomatoschistus canestrinii*) erano specie target indirette, in quanto pesci a deposizione bentonica delle uova

la riduzione e/o eliminazione delle crisi anossiche avrebbero apportato un sicuro beneficio. Non da ultimo obiettivo a lungo del LIFE AGREE era l'avvio di una gestione integrata della laguna, con la partecipazione di enti pubblici e privati del territorio, con approccio ecosistemico e funzionale.

Gli interventi realizzati sono illustrati in figura 1 e di seguito riassunti: 1) miglioramento dell'idrodinamismo della laguna attraverso l'escavo di una serie di canali sublagunari e mantenimento dell'efficienza della bocca a mare; 2) riequilibrio della salinità propria delle acque di transizione tramite incremento dell'afflusso di acque dolci; 3) incremento delle superfici disponibili per la nidificazione di alcune specie di avifaunistiche grazie alla realizzazione di nuove isole per la nidificazione; 4) un intervento innovativo di Nature Based Solution (NBS) tramite l'installazione di un pennello filtrante in legno per orientare la crescita dello scanno sabbioso in direzione sud-ovest per influenzare il naturale deposito di sedimenti.

Figura 1 - Schema degli interventi realizzati con il progetto LIFE AGREE.



RISULTATI E CONCLUSIONI

L'attuazione delle complesse ed interconnesse attività ha richiesto oltre 6 anni, il progetto è iniziato a giugno 2014 e terminato a dicembre 2020. Grazie agli interventi di ripristino dell'idrodinamismo e riequilibrio della salinità i monitoraggi condotti al termine del progetto hanno evidenziato il miglioramento e conservazione di oltre 1.000 ha dell'habitat prioritario 1150* Lagune costiere. Gli interventi realizzati con il LIFE AGREE hanno infatti completamente eliminato le crisi anossiche della laguna a partire dal 2016, il secondo anno di progetto. Nonostante i numerosi interventi succedutisi nei decenni le anossie nella laguna di Goro non si erano mai interrotte per lunghi periodi. Alla data del presente articolo non si registrano crisi anossiche da 8 anni consecutivi, evento mai verificatosi negli ultimi 17 anni. A fine progetto l'habitat 1110 è risultato distribuito su una superficie di 463,79 ha, contro i 32,33 ha iniziali, in tal caso l'enorme incremento non è dovuto solo al progetto ma anche a una migliore interpretazione dell'habitat. L'incremento dell'habitat 1410 non è invece stato raggiunto, in quanto i sopralluoghi su campo hanno rilevato superfici esistenti dell'habitat inferiori al previsto, ed i trapianti di giuncheti non sono stati effettuati per non correre il rischio di danneggiare gli esistenti. Tuttavia il progetto ha portato ad aumenti non previsti di altri quattro habitat: il 1140 Distese fangose o sabbiose emergenti durante la bassa marea, incrementato di 65,89 ha; il 1310 Vegetazione annua pioniera a *Salicornia* e altre specie delle zone fangose e sabbiose, incrementato di 0,12 ha; il 1420 Praterie e fruticeti alofili mediterranei e termo-atlantici (*Sarcocornietea fruticosi*), incrementato di 0,72 ha; il 1210 Vegetazione annua delle linee di deposito marine, incrementato di 0,94 ha. Nel complesso pertanto la conservazione degli habitat è stata stimata migliore del previsto. In figura 2 è riportata una sequenza temporale di immagini di Valle Seganda, in cui si evidenziano le fasi di ripristino di habitat tramite deposito di sedimenti e modifica della morfologia, con successiva colonizzazione. A sinistra due foto scattate immediatamente al termine dei lavori, maggio 2017, nella prima in alto a sinistra è ancora presente la condotta utilizzata per il refluento dei sedimenti, l'area è brulla e priva di vegetazione. Nelle due foto a destra, scattate a distanza di 3 anni, la vegetazione ha ricolonizzato l'area creando un pregevole mosaico di habitat.



Figura 2 - Valle Seganda al termine dei lavori a sinistra, e dopo la ricolonizzazione degli habitat a destra.

Le superfici per la nidificazione delle tre specie avifaunistiche sono incrementate sia grazie alle tre previste nuove isole, sia grazie ad un'area di deposito sedimenti che è stata utilizzata per la nidificazione almeno per due anni consecutivi. Tramite queste nuove aree il LIFE AGREE ha fornito un contributo fondamentale alla conservazione delle tre specie target, nel caso del Fraticello il contributo è stato di rilevanza Nazionale in quanto nel 2017 nelle nuove isole si è insediata la più grande colonia Italiana della specie, corrispondente al 20% della popolazione Nazionale. Inoltre le isole di progetto e l'area di deposito dei sedimenti, sono state utilizzate per la nidificazione di ulteriori 5 specie di Allegato I della Direttiva Uccelli: Gabbiano roseo; Gabbiano corallino; Sterna comune; Beccapesci; Avocetta. Le nuove isole sono state progettate con un gradiente di profondità progressivo lungo i margini (figura 3), sono state pertanto utilizzate da vari limicoli anche come area trofica, in primis Piovanello pancianera, monitorato con stormi di migliaia di individui, come pure dalla Beccaccia di mare e dal Fratino. Infine le isole sono state utilizzate come area di sosta invernale da 25 specie e roosting per altre 14.

Per le due specie ittiche Ghiozzetto di laguna e Ghiozzetto cenerino, a deposizione bentonica delle uova, non erano previsti monitoraggi, ma la completa eliminazione delle crisi anossiche è un inequivocabile indicatore di miglioramento dell'habitat riproduttivo.

L'intervento di NBS attuato sullo scanno è stato valutato

monitorando i servizi ecosistemici, della categoria "Regulation & Maintenance" specificatamente come protezione costiera. Nel territorio della Provincia di Ferrara la costa è infatti più alta rispetto al territorio retrostante ed assume una funzione fondamentale di protezione dall'ingressione marina. Lo stesso non vale per la porzione settentrionale della Sacca di Goro, in cui da tempo per protezione è stata costruita un'arginatura



Figura 3 - volo di uccelli su una delle tre isole per la nidificazione.

artificiale rinforzata da una massicciata. Lo scanno sabbioso (figura 1), attenua considerevolmente la forza delle mareggiate, che in sua assenza impatterebbero direttamente sull'arginatura a Nord. Lo scanno sabbioso è a tutti gli effetti una struttura orizzontale fondamentale per la protezione costiera, ma ha il vantaggio di essere mantenuto dall'ecosistema, al contrario di un'arginatura artificiale verticale rigida con massicciate e/o simili. L'intervento di NBS aveva infatti lo scopo di mantenere lo scanno, ma orientarne anche la crescita in direzione sud-ovest invece che nella porzione occidentale in quanto la crescita incontrollata dello scanno riduce l'apertura della bocca a mare ed i naturali flussi di marea. La tecnica di NBS è stata valutata favorevole anche sotto il profilo economico, nei primi due anni monitorati nell'area del pennello realizzato con il LIFE AGREE si sono depositati 138.825 m³. La rimozione di questi sedimenti tramite un tradizionale dragaggio, ad un costo di circa 4,5€/m³, sarebbe costata 624.712€ (138.825 m³ X 4,5€/m³) contro un costo del pennello di 280.000€.

SERVIZI ECOSISTEMICI

I servizi ecosistemici prodotti da una laguna sono numerosi, oltre alla citata protezione costiera sono stati selezionati come significativi altri cinque servizi ecosistemici, tenendo conto della disponibilità di indicatori ed applicando due criteri: il principio dei benefici apportati alle persone, derivante dalla definizione di SE; il ripristino delle funzioni ecosistemiche apportate alla laguna grazie ai lavori realizzati dal progetto LIFE AGREE. La classificazione CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) prevede tre sezioni, servizi di: Provisioning (Approvvigionamento); Regulation & Maintenance (Regolazione e conservazione); Cultural (Culturali).

Per la sezione Provisioning sono state considerate le principali produzioni della laguna: la pesca tradizionale e l'allevamento della vongola verace *Ruditapes philippinarum*. Le attività di progetto hanno migliorato l'habitat 1150* Lagune costiere eliminando completamente le crisi anossiche, a beneficio di tutte le attività produttive sia di pesca sia di acquacoltura, sebbene in termini quantitativi ne abbia beneficiato in modo preponderante l'allevamento della vongola verace. L'allevamento delle vongole produce anche bioclasti, un insieme di gusci vuoti derivanti dalla lavorazione della molluschicoltura appartenenti a varie specie di molluschi bivalvi e gasteropodi ma anche anellidi serpulidi. I bioclasti durante la lavorazione delle vongole diventano vengono classificati come rifiuto, idoneo solo per la discarica. Un precedente studio di fattibilità¹ ha evidenziato invece come i bioclasti derivanti dall'allevamento possano essere utilizzati efficacemente come materiale per la costruzione e mantenimento di arginature, dossi, isole ed habitat in modo da favorirne l'estensione il mantenimento.

¹ Studio di fattibilità accumuli di bioclasti nei canali delle Valli di Comacchio. 2018 A cura di Cristina Barbieri, Graziano Caramori, Flavio Bruno, Maira Passarella, Giuseppe Castaldelli. Relazione tecnica per conto del Consorzio Trepponti di Comacchio.

La seconda sezione dei SE riguarda la Regolazione e conservazione, in questo caso sono stati considerati il sequestro della CO₂, la già citata protezione costiera e la regolazione della salinità. Il sequestro della CO₂ è stato quantificato utilizzando i valori dello studio di Turolla E., *et al.* 2020² sull'allevamento della vongola verace, che al netto della CO₂ emessa durante le attività di allevamento, per 75,95 kg/t di prodotto, ottiene un saldo netto negativo, con un sequestro di 444,55 kg di CO₂ per tonnellata di vongole veraci raccolte. Le vongole veraci sono formate per il 10% da polpa e per il 90% da un guscio costituito da carbonato di calcio (CaCO₃) al 96%. La regolazione della salinità è stata valutata come in netto miglioramento ma non quantificata.

La terza ed ultima sezione riguarda i servizi culturali, considerando che gli interventi di progetto hanno ottenuto un incremento e miglioramento degli habitat e di specie si è valutato complessivamente un incremento del servizio culturale di fruizione turistica delle bellezze naturali. Il servizio non è stato quantificato in assenza di dati quali il numero di visitatori o dati raccolti con specifiche interviste. Nella tabella sono riassunti i SE che gli interventi di progetto hanno incrementato.

CICES 5.1	1.1.4.1	4.3.1.2	2.1.1.2	2.2.1.2	5.2.2.1	3.1.1.2
Sezione	Provisioning		Regulation & Maintenance			Cultural
Indicatore	Produzione alimenti, vongola verace, (t)	Bioclasti, materiale per la ricostruzione habitat e dossi. (t)	Sequestro CO2 (t)	Protezione costiera, apporto metri cubi sedimenti	Regolazione della salinità	Miglioramento biodiversità di habitat e specie, fruizione turistica
valore al 2019	12.770 t/annue	Non quantificato	5.677 t/annue	0,08 m ³ /m ² , due anni di osservazione	Non quantificato	Visitatori annui Non quantificato

L'ultimo obiettivo progettuale, la gestione integrata a lungo termine, è stato perseguito tramite una convenzione di partenariato pubblico/privato che ha regolamentato l'uso della draga, acquistata con il progetto e di proprietà della Provincia di Ferrara, da parte del locale consorzio di cooperative di Molluschicoltori, in figura 4 la cerimonia di consegna della draga. L'accordo e la convenzione sono stati raggiunti anche grazie alla consapevolezza che le attività di molluschicoltura dipendono direttamente dal buono stato di conservazione della laguna, e dalla sua capacità di fornire Servizi Ecosistemici, nel caso specifico la fornitura di alimenti. La conservazione della Biodiversità non è un obiettivo del consorzio di cooperative, ma la

² Turolla, Edoardo & Castaldelli, Giuseppe & Fano, E. & Tamburini, Elena. (2020). Life Cycle Assessment (LCA) Proves that Manila Clam Farming (*Ruditapes philippinarum*) Is a Fully Sustainable Aquaculture Practice and a Carbon Sink. Sustainability. 12. 5252. 10.3390/su12135252.



Lo "Scanno di Goro" e la Valle di Gorino (parzialmente inclusi nella Riserva Naturale dello Stato "Dune e isole della sacca di Gorino"). In lontananza, la foce del Po di Goro e, ancora più a nord, il Delta veneto (foto Luigi Di Battista)

molluschicoltura, la principale voce dell'economia locale, è indissolubilmente legata alle buone condizioni della laguna, realizzando quindi un connubio vincente di obiettivi comuni tra economia e conservazione. La suddetta convenzione è stata ripresa nell'After-LIFE dall'Arma dei Carabinieri, che gestiscono la parte di Riserva Naturale del sito Natura 2000, in particolare per la futura gestione dei sedimenti in quanto i monitoraggi dell'avifauna hanno evidenziato una preferenza delle specie nidificanti su aree di nuova realizzazione.

Infine bisogna considerare la positiva ricaduta socio-economico del progetto, al 2019 gli addetti diretti alla molluschicoltura

costituivano il 72% della popolazione residente nel Comune di Goro in età lavorativa. Le crisi anossiche provocavano danni medi alla produzione del 5% con picchi del 30%, le azioni del progetto hanno evitato le anossie e conseguenti perdite economiche.

Considerando il valore economico delle anossie ogni euro speso nel progetto ha ripagato 4 volte l'investimento, espresso sinteticamente nell'indice ROI (Return on Investment) 1:4.



Figura 4 - Consegna ufficiale della draga acquistata con il progetto LIFE AGREE.

I Servizi Ecosistemici per la *governance* sostenibile di una laguna salmastra utilizzata per l'acquacoltura¹ Mattias Gaglio^a, Mattia Lanzoni^a, Giovanni Nobili^b, Diego Viviani^c, Giuseppe Castaldelli^a & Elisa Anna Fano^d

^a*Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Prevenzione, Università di Ferrara, Ferrara*

^b*Reparto Carabinieri per la Biodiversità, Punta Marina – Ravenna*

^c*Comune di Goro (FE)*

^d*Dipartimento di Scienze della Vita e delle Biotecnologie, Università di Ferrara, Ferrara*

¹ adattato da: **Journal of Environmental Planning and Management, 2019 Vol. 62, No. 9, 1501–1524**

Riassunto

Gli impatti antropici sui delta fluviali spesso comportano la bonifica di zone umide costiere, causando drammatiche perdite di funzioni ecologiche. Il presente lavoro propone un approccio basato sui Servizi Ecosistemici (SE) per una *governance* coordinata di acquacoltura e conservazione dell'ambiente nella Sacca di Goro, una laguna salmastra del delta del Po (Italia). I cambiamenti spaziotemporali degli habitat con vegetazione acquatica sono stati valutati rispetto la produzione di vongole e messi in relazione con i SE di: regolazione del clima, disponibilità di habitat per l'avifauna e birdwatching. I risultati evidenziano che quasi tutta la vegetazione emersa è andata persa durante i passati decenni, mentre la produzione di molluschi è aumentata rapidamente. I risultati evidenziano che gli habitat vegetati sequestrano quantità significative di carbonio e sostengono comunità di uccelli più diversificate rispetto alle zone umide non vegetate, comprese le specie protette di interesse per il birdwatching. Una gestione settoriale risulta inefficace nel mantenere i SE in quanto orienta la gestione ambientale verso lo sfruttamento di pochi servizi di approvvigionamento (molluschicoltura) a spese di molti altri. Una gestione innovativa e integrata incentrata sul ripristino della vegetazione acquatica potrebbe potenzialmente compensare gli impatti antropici presenti, nell'ottica di una futura gestione sostenibile nell'area del Delta del Po.

Introduzione

I delta fluviali ospitano un alto grado di diversità e svolgono diverse funzioni ecologiche a sostegno del benessere umano (Ojeda, Mayer e Solomon 2008; Schüttler, Leslie e Levin 2009). Allo stesso tempo, in virtù della loro elevata diversificazione e produttività, le aree deltizie hanno storicamente attratto diverse attività umane con rilevanti impatti ambientali (Syvitski et al. 2009; Mikhailov e Mikhailova 2003). I conflitti derivanti dai diversi potenziali usi, dalle esigenze di conservazione e dalle regolamentazioni e pianificazioni adottate (pertanto anche a livello legislativo) richiedono nuove soluzioni e approcci per il governo delle aree deltizie.

Un promettente approccio di pianificazione strategica per i delta fluviali è quello basato su un processo guidato dal settore pubblico per una sostenibilità di lungo termine, da attuare attraverso azioni e mezzi che coinvolgono più ambiti (Seijger et al. 2017). Tuttavia, la sua traduzione dalla teoria alla pratica richiede soluzioni innovative che spingano il settore pubblico e le parti interessate a un cambio di paradigma, da una visione settoriale a una visione coordinata di lungo termine.

Il concetto di Servizi Ecosistemici (SE), definiti come i benefici che le persone ottengono dagli ecosistemi (Millennium Ecosystem Assessment 2005), ha ottenuto grandi popolarità negli ultimi due decenni tra ricercatori e decisori, in quanto mette in relazione benessere umano e conservazione della natura (Costanza et al. 1997; Daily 1997; de Groot et al. 2012; Maes et al. 2012). Recentemente diversi studi hanno dimostrato che questo approccio ha un grande potenziale per il processo decisionale, indirizzando i processi di pianificazione verso una maggiore sostenibilità in vari ambiti, quali energie rinnovabili (Gissi et al. 2018; Gissi e Garramone 2018), bacini fluviali (Terrado et al. 2014), gestione forestale (Mori, Lertzman e Gustafsson 2017), urbanistica (Maragno et al. 2018) e marittima (Drakou et al. 2017).

Braat e de Groot (2012) hanno standardizzato l'approccio basato sui SE in tre fasi principali: (i) identificazione e valutazione dei SE mediante quantificazione e mappatura, (ii) stime di valore in termini fisici e monetari, e (iii) acquisizione e gestione dei suddetti valori. Haines-Young e Potschin (2010) hanno concettualizzato il cosiddetto “modello a cascata” basato su passaggi consequenziali per descrivere le relazioni uomo-natura. Il modello assume che i SE non possono esistere indipendentemente dai bisogni umani ed afferma che le strutture biofisiche ed i processi ecosistemici svolgono funzioni ecologiche che, a loro volta, possono essere considerate come SE solo quando rappresentano un beneficio per il benessere umano.

La teoria dei SE presuppone quindi che le persone dipendano dagli ecosistemi e dalle funzioni a loro correlate. Questo implica che il mantenimento del capitale naturale come fornitore di SE e il suo razionale utilizzo nel tempo sono la base per lo sviluppo sostenibile.

L'approccio basato sui SE è stato proposto anche come strumento per le decisioni gestionali nelle aree protette (Gaglio, Aschonitis, Mancuso et al. 2017; Garcia et al. 2017; Sallustio et al. 2017) e nella pianificazione costiera (Drakou et al. 2017), poiché contempla i molteplici benefici derivanti dagli ecosistemi che tipicamente vengono valutati separatamente (Arkema et al. 2015), senza considerare esplicitamente né il capitale naturale né i valori forniti dai SE stessi (Rall, Kabisch e Hansen 2015; McKinley, Ballinger e Beaumont 2018).

Il quadro normativo di settore ha talvolta contribuito a generare conflitti tra usi diversi delle risorse naturali, finendo per portare alla mancata individuazione di obiettivi di sostenibilità (Howes et al. 2017).

Inoltre, l'adozione di soluzioni "basate sulla natura" è stata recentemente proposta come una strategia efficace per migliorare la sostenibilità delle attività umane nei sistemi socio-ambientali, promuovendo più SE (Keesstra et al. 2018; Saleh e Weinstein 2016).

Ad esempio, il ripristino di ecosistemi degradati o precedentemente convertiti potrebbe far recuperare molte delle funzioni ecologiche perdute (Cohen-Shacham et al. 2016).

I delta fluviali sono *hot spot* di biodiversità e forniscono un'ampia gamma di SE con rilevante valore socio-economico (Danovaro e Pusceddu 2007). In particolare, la vegetazione acquatica delle zone umide costiere rappresenta un importante patrimonio del capitale naturale dei delta, ad esempio fornendo l'habitat per numerose specie (Dealteris et al. 2004), svolgendo un ruolo fondamentale nel ciclo dei nutrienti e del carbonio (Duke, Francoeur e Judd 2015; Gallese et al. 2000) ed aumentando il valore del paesaggio ai livelli estetico e ricreativo (Kiviat 2013).

Poiché la vegetazione acquatica degli ecosistemi costieri è in grado di sequestrare ed immagazzinare significative quantità di carbonio dall'atmosfera (Duarte et al. 2013), il ripristino delle zone umide costiere degradate rappresenta una soluzione conveniente per mitigare il cambiamento climatico (Greiner et al. 2013). La conversione o il degrado di questi ecosistemi provoca, di contro, il rilascio del cosiddetto "*blue carbon*" immagazzinato nel sistema, esacerbando quindi i cambiamenti climatici in corso (Pendleton et al. 2012).

Le zone umide costiere rivestono anche grande importanza per la conservazione delle specie. In particolare, varie specie di uccelli acquatici sono protette dalla Direttiva 2009/147/CE mediante la designazione di Zone di Protezione Speciale (ZPS), che richiede agli Stati membri di vietare il deterioramento o la distruzione dei siti di riproduzione o dei luoghi di sosta.

Inoltre, diverse attività ricreative nelle aree costiere possono sostenerne lo sviluppo sostenibile. Tra le attività tendenti a soddisfare la crescente domanda di ecoturismo nelle aree protette (Balmford et al. 2015), il birdwatching è un settore in forte crescita (Puhakka, Salo e Sääksjärvi 2011). L'idoneità delle aree per il birdwatching dipende dal buono stato ecologico delle zone umide, dalla presenza di taxa rari e dalla numerosità di esemplari (Booth et al. 2011), condizioni a loro volta strettamente dipendenti dalla presenza di vegetazione acquatica.

Questo studio mira a valutare la potenzialità di un approccio basato sui SE, e finalizzato ad attuare soluzioni basate sulla natura (ad esempio il ripristino della vegetazione acquatica), quale supporto per la *governance* delle aree lagunari, al fine di superare i limiti di un quadro normativo che si presenta invece settoriale e frammentato. Con riferimento alla "Sacca di Goro", laguna costiera del delta del Po, sono stati valutati: (i) una serie di SE forniti dalla vegetazione acquatica emersa (in un ecosistema dominato da *Phragmites australis*), in particolare lo stoccaggio del carbonio, la disponibilità di habitat per l'avifauna ed il potenziale per l'ecoturismo (birdwatching), (ii) i cambiamenti spazio-temporali degli habitat acquatici vegetati in laguna, (iii) l'evoluzione

temporale delle attività di acquacoltura (un SE di approvvigionamento), come motore principale di cambiamento nel sistema lagunare.

L'area studio nell'ambito del Delta del Po

Il delta del Po è l'area deltizia più estesa d'Italia e una delle più estese d'Europa. Nel corso dei secoli l'uomo ha notevolmente alterato i delicati equilibri naturali e idrologici del sistema deltizio mediante la sistemazione artificiale dei corsi d'acqua e la conversione delle zone umide in terreni coltivati, con l'obiettivo di ottenere terreni agricoli per lo sviluppo umano e di migliorare le condizioni igienico-sanitarie (Bondesan 1990; Cencini 1998; Gaglio, Aschonitis, Gissi, et al. 2017).

Attualmente la tutela e la gestione ambientale del Delta del Po dipendono da due parchi regionali autonomi dislocati in due diverse Regioni amministrative: il Parco regionale del delta del Po Emilia Romagna, istituito nel 1988, corrispondente al cosiddetto delta “antico” ed il Parco regionale del Delta del Po Veneto, istituito nel 1997, a cui corrisponde il cosiddetto delta “attivo” (cioè ancora sottoposto a costante evoluzione).

Pur con le difficoltà dovute a questo quadro amministrativo, nel 2015 i due parchi hanno unitamente ottenuto il riconoscimento UNESCO “MAB” (Uomo e Biosfera) per l'area del Delta.

La Sacca di Goro è inserita nella stazione del Parco Regionale del Delta del Po Emilia Romagna denominata “Volano-Mesola-Goro” (Figura 1). La stazione Volano-Mesola-Goro (VMG) è la più settentrionale del Parco

ed è l'unica appartenente al Delta del Po “attivo”, mentre le altre in cui è suddiviso il Parco appartengono alla parte di delta “antico”. Nella stazione VMG, insieme agli ecosistemi tipici del delta “antico”, sono presenti lagune semichiusate utilizzate per l'acquacoltura, foreste planiziali costiere e terreni bonificati. Nella Sacca di Goro i processi sedimentari sono ancora molto attivi, in ragione della vicinanza al ramo più meridionale del Po (il Po di Goro). Per questo motivo la stazione VMG è stata selezionata come caso di studio.

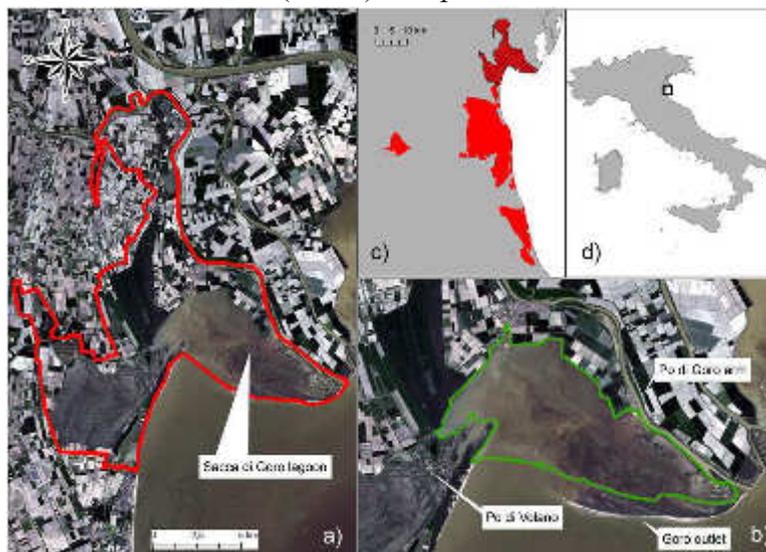


Fig. 1 (a) - I confini della stazione VMG (linea rossa); (b) Laguna della Sacca di Goro (linea verde); (c) Parco regionale del Delta del Po Emilia Romagna (zone rosse) e comprensorio VMG (linea tratteggiata); (d) localizzazione del Parco in Italia.

La stazione VMG copre 13.730 ettari e comprende diverse aree di valore conservazionistico particolarmente elevato (Figura 1(a)). Tra queste, la Sacca di Goro è una laguna salmastra costiera di circa 2.000 ettari con una profondità media di 1,5 metri posizionata al termine di un bacino idrografico di circa 860 km², la cui rete idrografica è regolata in modo principalmente artificiale.

La Sacca di Goro è una delle poche lagune costiere rimaste nell'alto Adriatico, una tipologia di ambiente in passato certamente più diffusa. La laguna riceve acqua salata dal mare e acqua dolce dal Po di Goro ad est e dal Po di Volano e dal Canal Canale Bianco a ovest (Figura 1(b)). L'elevata eterogeneità del suo ambiente può essere rappresentata in tre zone principali: (i) la parte orientale (denominata “Valle di Gorino”), con un maggiore valore conservazionistico, (ii) lo Scanno di Goro, un banco di sabbia che divide la laguna dal mare aperto (la Riserva Naturale dello Stato “Dune e isole della sacca di Gorino”) e (iii) la parte aperta della laguna. Dato che durante l'estate la laguna è incline a crisi anossiche dovute ad eccessive fioriture algali (*Ulva spp.*) che danneggiano gli habitat e le attività antropiche (Viaroli et al. 1995), durante gli ultimi decenni sono stati eseguiti diversi interventi volti a favorire gli scambi idraulici con il mare.

La laguna è da tempo sfruttata per la sua alta produttività in termini di acquacoltura. Dal 1987 l'allevamento di vongole veraci autoctone (*Tapes decussatus*) è stato abbandonato a favore della vongola filippina (*Ruditapes philippinarum*), non autoctona, poiché quest'ultima ha tassi di crescita più elevati e una migliore adattabilità ambientale. L'introduzione della vongola filippina ha portato all'intensificazione delle pratiche di acquacoltura, in particolare nella porzione “aperta” della laguna.

L'allevamento delle vongole è gestito sulla base di concessioni demaniali. A partire dal 1992, l'ex Consorzio Pescatori di Goro è stato suddiviso in più cooperative minori con conseguente aumento della superficie totale sfruttata. Attualmente, l'acquacoltura della Sacca di Goro sostiene l'economia locale con ricavi elevati e fornisce circa 1.500 posti di lavoro a lavoratori direttamente impegnati oltre ad un indotto significativo (Bartoli et al. 2016).

Evoluzione della pianificazione paesaggistica e ambientale nella stazione VMG

I diversi strumenti di pianificazione paesaggistica e ambientale che interessano l'area si sono succeduti ed evoluti insieme al generale aumento della consapevolezza ambientale (Figura 2).

A livello europeo, la Direttiva “Uccelli” (Parlamento Europeo 2009) e la Direttiva “Habitat” (Commissione Europea 1992) sono pietre miliari della legislazione ambientale della UE.

A livello nazionale, la Legge n.1497 del 29 giugno 1939, sulla “Protezione delle bellezze naturali” ha avuto inizialmente lo scopo di salvaguardare i valori estetici e culturali derivati dal paesaggio e dalla natura. È stato il primo tentativo di affrontare la conservazione ambientale da una prospettiva estetico-paesaggistica (Settis 2010). La crescente consapevolezza delle questioni ambientali portarono all'emanazione della Legge n.431 dell'8 agosto 1985 (nota come “Legge Galasso”), prima legge organica a tutela del patrimonio paesaggistico e ambientale in Italia. La legge Galasso regola ulteriormente i diritti di libero uso civico che consentirebbero ai membri di una comunità di beneficiare di un'area con determinate caratteristiche paesaggistiche.

Successivamente, la legge sui beni culturali e paesaggistici 42/2004 (nota come “Codice Urbani”) ha regolamentato la gestione e la valorizzazione dei paesaggi e dei beni ambientali. A livello regionale e provinciale, nel 1990 è stato adottato il Piano Territoriale di Coordinamento Regionale (PTCR) indirizzato alla pianificazione territoriale a livello regionale. Con il successivo Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale della Provincia di Ferrara (PTCP), emanato nel 1997, si è provveduto a coordinare i diversi livelli di pianificazione. Il PTCP comprende le linee guida e i regolamenti volti a incoraggiare la conservazione e la protezione dell'ambiente a livello provinciale. Lo stesso Piano Paesaggistico Regionale dell'Emilia Romagna (PRL), approvato nel 1993 in osservanza della L.431/1985, organizza e coordina l'analisi, gli obiettivi e le azioni relative alla tutela dell'ambiente e del paesaggio e della loro conservazione.

Infine, a livello locale, la designazione della Riserva Naturale dello Stato “Bosco della Mesola” è stata la prima misura finalizzata alla tutela ambientale nella stazione VMG (1977). Il Parco Regionale del Delta del Po-ER è stato istituito nel 1988, individuando sei stazioni, regolate da altrettanti Piani di Gestione. In particolare, la stazione VMG è regolata dal piano adottato nel 1997.

La parte orientale della laguna di Goro è stata designata come zona Ramsar nel 1981. Successivamente, nel 1982 una zona comprendente lo scanno di Goro fu dichiarata Riserva Naturale dello Stato “Dune e isole della sacca di Gorino”. Queste aree sono state dichiarate Zona di Protezione Speciale (ZPS) e Zona Speciale di Conservazione (ZSC), rispettivamente secondo le Direttive UE “Uccelli” e “Habitat”.

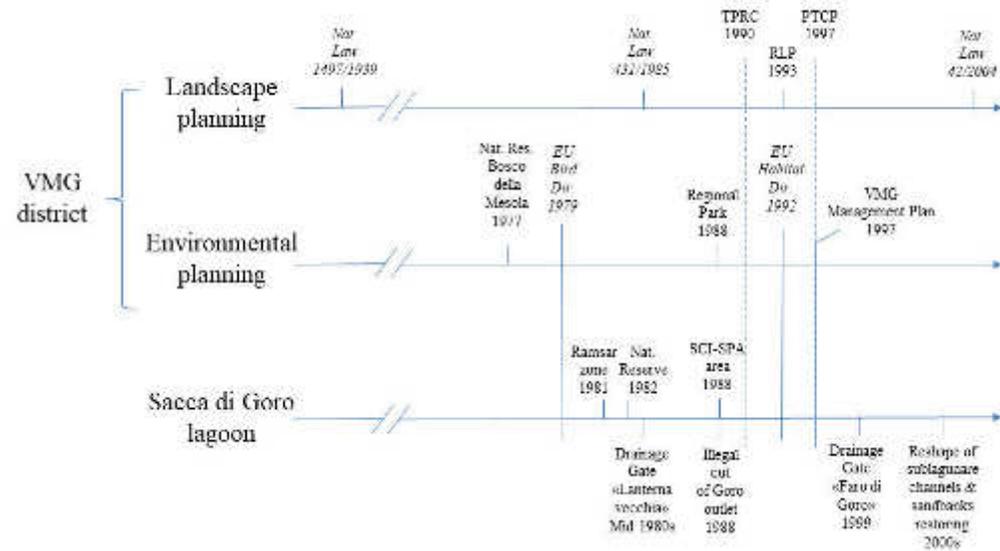


Fig. 2 - Evoluzione della pianificazione paesaggistica e ambientale nel comprensorio VMG e Sacca di Goro. Sono inoltre indicati i principali interventi eseguiti nella laguna della Sacca di Goro.

Tab. 1 - I quattro SE selezionati per la Sacca di Goro e rispettivi indicatori e categorie.

Categoria di SE	Servizio Ecosistemico	Indicatori	Note
Approvvigionamento	Acquacoltura	Quantitativo: produzione annuale di vongole (ton/anno) Spaziale: distribuzione delle aree in concessione	L'andamento temporale della produzione di vongole è considerato il principale driver di cambiamento ambientale
Regolazione	Mitigazione dei cambiamenti climatici	Carbonio atmosferico sequestrato dalla laguna	Modello basato produttività primaria netta e decomposizione del canneto (Equazione (1))
Supporto	Disponibilità di habitat	Abbondanza e diversità di specie di uccelli	
Culturali	Ecoturismo	Numero di specie protette di uccelli	Potenziale per birdwatching

Materiali e metodi

In primo luogo, sono stati valutati i cambiamenti spazio-temporali delle zone umide presenti nella stazione VMG per rilevare l'entità degli effetti della bonifica sulle zone umide. Le mappe di copertura del suolo sono state derivate da una precedente analisi dei cambiamenti dell'area (Gaglio, Aschonitis, Gissi et al. 2017).

In secondo luogo, al fine di dimostrare il valore degli habitat con presenza di vegetazione acquatica, sono stati valutati i relativi SE concentrandoci sulla vegetazione a cannuccia palustre, *Phragmites australis*, la macrofita emersa più abbondante nel delta del fiume Po. Sono stati selezionati i SE rappresentativi per le classi di regolazione, supporto e culturali (Millennium Ecosystem Assessment 2005) (Tabella 1). Detti SE sono soggetti ad essere pregiudicati dall'attività di produzione di vongole, che ha provocato nel tempo l'erosione di tali habitat. I cambiamenti nello spazio e nel tempo degli habitat con vegetazione acquatica propri della Sacca di Goro sono stati mappati per rilevare l'entità dei fenomeni di perdita di vegetazione. La produzione vongole è stata valutata come Servizio di approvvigionamento e, come tale, principale *driver* della modifica ambientale.

Servizi ecosistemici forniti dalla vegetazione acquatica

La vegetazione acquatica supporta un'ampia gamma di funzioni ecologiche. La scomparsa della vegetazione acquatica determina la transizione da habitat vegetati ad aree di sedimento nudo, causando la perdita delle numerose funzioni ecologiche supportate dalla vegetazione (Kiviat 2013). Per misurare la capacità degli habitat a *P. australis* di fornire SE nella laguna di Sacca di Goro, due funzioni ecologiche sono state quantificate attraverso misure e osservazioni in situ: (i) disponibilità di habitat per l'avifauna e (ii) capacità di immagazzinare il carbonio nell'ecosistema. Queste funzioni forniscono tre diversi SE: disponibilità di habitat per specie, potenziale per l'ecoturismo e regolazione del clima (tabella 1).

La capacità degli ecosistemi lagunari con vegetazione acquatica emersa di fornire habitat per l'avifauna è stata valutata attraverso indagini comparative mensili sul campo in due siti antitetici: un sito vegetato a canneto monospecifico ed un sito non vegetato. L'identificazione visiva delle specie di uccelli è stata eseguita utilizzando un binocolo Leica Vector 10x50 durante il periodo di nidificazione (da marzo a giugno), che corrisponde al periodo annuale di maggiore abbondanza di uccelli. La similarità tra le comunità di uccelli associate ai due siti è stata valutata mediante il coefficiente di Jaccard (Jaccard 1901). Il numero dei taxa osservati, inclusi nella Direttiva "Uccelli" (Parlamento Europeo 2009), è invece stato utilizzato come indicatore per la capacità supporto all'attività di birdwatching.

La capacità di stoccaggio del carbonio è stata calcolata in funzione della produzione primaria netta della superficie di canneto epigeo e della perdita di biomassa annuale dovuta alla decomposizione (%) (Duke, Francoeur e Judd 2015), assumendo un rapporto di biomassa di steli-foglie di 3:1 (Bellavance e Brisson 2010) e uno 0,47 di contenuto di carbonio nella biomassa (IPCC 2006):

$$C_{\text{stoccato}} = 0,47 \times (\text{PPN} - (\Delta\text{Stem}\% \times \text{PPN} \times 0,75) \times (\Delta\text{Leaf}\% \times \text{PPN} \times 0,25)) \quad (1)$$

dove PPN è la produzione primaria netta epigea di *P. australis* e $\Delta\text{Stem}\%$ e $\Delta\text{Leaf}\%$ sono la percentuale stimata di perdita di biomassa annua per steli e foglie, rispettivamente. Per stimare i tassi di decomposizione di *P. australis*, la perdita di biomassa epigea è stata misurata in situ mediante il metodo delle litter-bag (Petersen e Cummins 1974). Steli e foglie morti di *P. australis* sono stati raccolti nel mese di novembre nell'area di studio, corrispondente alla fine del ciclo vegetativo annuale, al fine di simulare il reale processo di decomposizione.

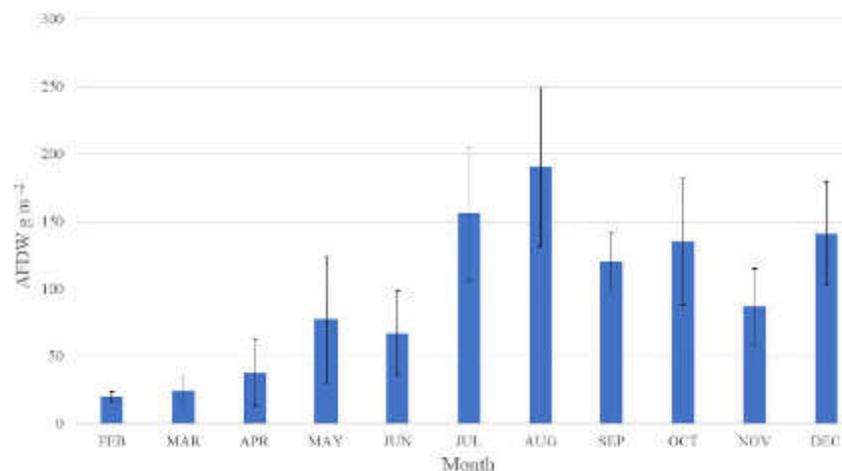


Fig. 3 - PPN media misurata mensilmente. I valori sono espressi in g AFDW m² ($\pm\text{dev.st}$).

Acquacoltura

L'attività di acquacoltura nella Saccadi Goro è regolata per mezzo di concessioni demaniali di aree cedute a cooperative di molluschicoltori privati. Il servizio di approvvigionamento reso dall'acquacoltura è stato mappato per mezzo della distribuzione spaziale delle aree attualmente autorizzate e dei dati storici sulla produttività degli allevamenti di vongole.

La distribuzione territoriale di queste aree è rilevante per la valutazione relativa all'impatto ambientale, mentre il livello di produzione della vongola filippina, che rappresenta la maggiore frazione della produzione totale dell'acquacoltura nella Sacca di Goro, è il beneficio reso dalla laguna in termini di prodotto commerciale. La mappa delle concessioni per l'acquacoltura è stata fornita dall'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente (Agenzia Regionale per la Prevenzione, l'Ambiente e l'energia dell'Emilia-Romagna – ARPAE). I dati sulla produzione delle vongole dal 1987 al 2007 sono stati derivati da Turolla (2008).

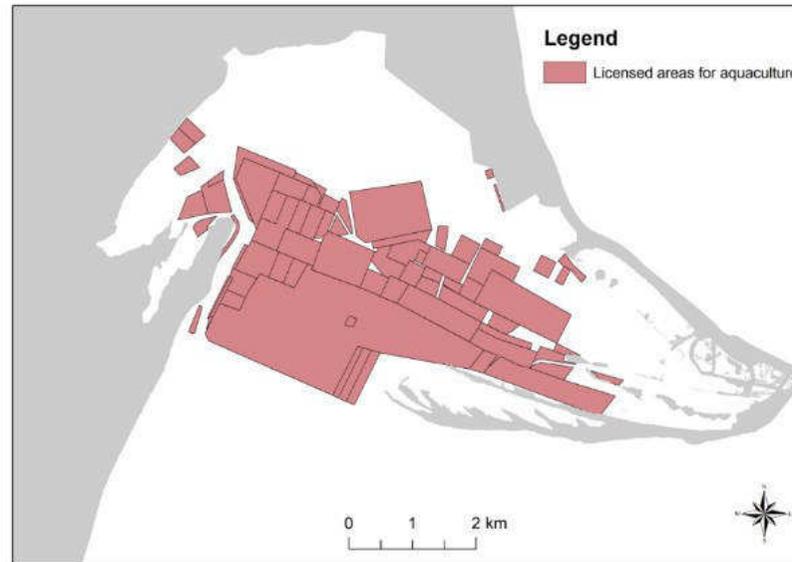


Fig. 4 (in alto) - Distribuzione delle aree in concessione per molluschicoltura nella laguna di Goro.

Fig. 5 (in basso) - Andamento della produzione annua di vongole.



Taxa	Nome comune	Sito con vegetazione	Sito senza vegetazione	Direttiva 2009/147/EC
<i>Anas platyrhynchos</i>	Germano reale	9	0	
<i>Ardea cinerea</i>	Airone cenerino	2	2	
* <i>Ardea purpurea</i>	Airone rosso	4	0	Allegato I
<i>Cuculus canorus</i>	Cuculo	0	1	
* <i>Fulica atra</i>	Folaga	4	0	Allegato II
<i>Garrulus glandarius</i>	Ghiandaia	0	1	
* <i>Larus argentatus</i>	Gabbiano reale	2	0	Allegato II
* <i>Larus genei</i>	Gabbiano roseo	1	0	Allegato I
* <i>Larus melanocephalus</i>	Gabbiano corallino	1	0	Allegato I
* <i>Larus ridibundus</i>	Gabbiano comune	25	0	Allegato II
<i>Passeriformes</i>	passeriformi	0	22	
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Cormorano	2	0	
* <i>Phasianus colchicus</i>	Fagiano	0	1	Allegato II
* <i>Sterna albifrons</i>	Fratichello	1	0	Allegato I
* <i>Sterna hirundo</i>	Sterna comune	12	0	Allegato I
Abbondanza		63	27	
Ricchezza di specie		11	5	

Tab. 2 - Abbondanza osservata di taxa di uccelli in siti vegetati e non vegetati. Le specie incluse nella Direttiva 2009/147/CE sono contrassegnate con *.

Perdita di vegetazione acquatica nella Sacca di Goro

Il cambiamento spaziotemporale della vegetazione acquatica nella laguna è stato valutato per confronto delle mappe degli habitat vegetati per quattro annualità: 1954, 1976, 1993 e 2005 ed elaborato con ArcGis 10.3 (ESRI). Le mappe per il 1954 e il 1976 sono state ottenute da interpretazione visiva di fotogrammi aerei, come riportato in Gaglio, Aschonitis, Gissi et al. (2017). Le mappe per il 1993 (Piccoli, Dell'Aquila e Pellizzari 1999) e 2005 (Noferini, Passerella e Pellizzari 2006) sono state messi a disposizione dal Parco Regionale del Delta del Po Emilia Romagna. Gli habitat con vegetazione emergente sono stati mappati per tutte e quattro le annualità prese a riferimento, mentre gli habitat dominati dalla vegetazione sommersa sono stati mappati solo per il 1993 e per il 2005 poiché non erano disponibili dati territoriali per le annualità precedenti.

Risultati

Bonifica delle zone umide nella stazione VMG

Il comprensorio VMG è stato oggetto in passato di importanti bonifiche di zone umide che hanno avuto notevoli conseguenze sul suo capitale naturale (Figura 3). Gaglio, Aschonitis, Gissi et al. (2017) hanno classificato la storia gestionale recente in due periodi: (i) il periodo della bonifica (1954–1976), caratterizzato da un'ampia conversione da zone umide a terre coltivate, e (ii) il periodo di protezione ambientale (1976–2005), quando sono stati compiuti sforzi significativi nel campo della conservazione. Durante il periodo delle bonifiche, rispetto ad un leggero aumento dei Servizi di approvvigionamento vi furono pesanti perdite a livello di Servizi di regolazione, supporto e culturali. Nel secondo periodo, nonostante l'adozione di misure di conservazione atte a mitigare le conseguenze degli interventi antropici diretti, la diminuzione del valore del capitale naturale è proseguita a seguito della perdita di habitat acquatici vegetati nella laguna.

La laguna è stata oggetto di numerosi interventi nel corso degli ultimi decenni. Questi interventi hanno mirato principalmente a limitare l'afflusso di acqua dolce, con conseguente riduzione del carico di nutrienti e facilitando l'ingresso dell'acqua di mare per incrementare l'ossigenazione (Figura 2). A metà degli anni '80 fu prevista la costruzione di idrovore e un primo rimodellamento dei canali sommersi (sublagunari), per regolare gli scambi idrici bidirezionali tra laguna e mare. Purtroppo, tali piani non si concretizzarono a causa di costi di gestione insostenibili. L'inefficacia dell'azione istituzionale portò poi, nel 1988, ad un intervento abusivo di taglio dello scanno per favorire il flusso dell'acqua marina nella laguna. Tuttavia, il beneficio restò limitato alla sola parte aperta della laguna. Altri interventi minori furono eseguiti nel 1987 per ridurre ulteriormente i carichi di nutrienti provenienti dal Po di Goro e dal Po di Volano (Spinelli et al. 1996) e, nel 1997, per migliorare l'idrodinamica (Carafa et al. 2006). Nel 1999, nell'angolo est della laguna fu costruita una chiavica unidirezionale per dirigere il flusso d'acqua marina dalla bocca principale della laguna verso il Po di Goro. Dal 2000, altre azioni successive hanno consentito il rimodellamento dei canali

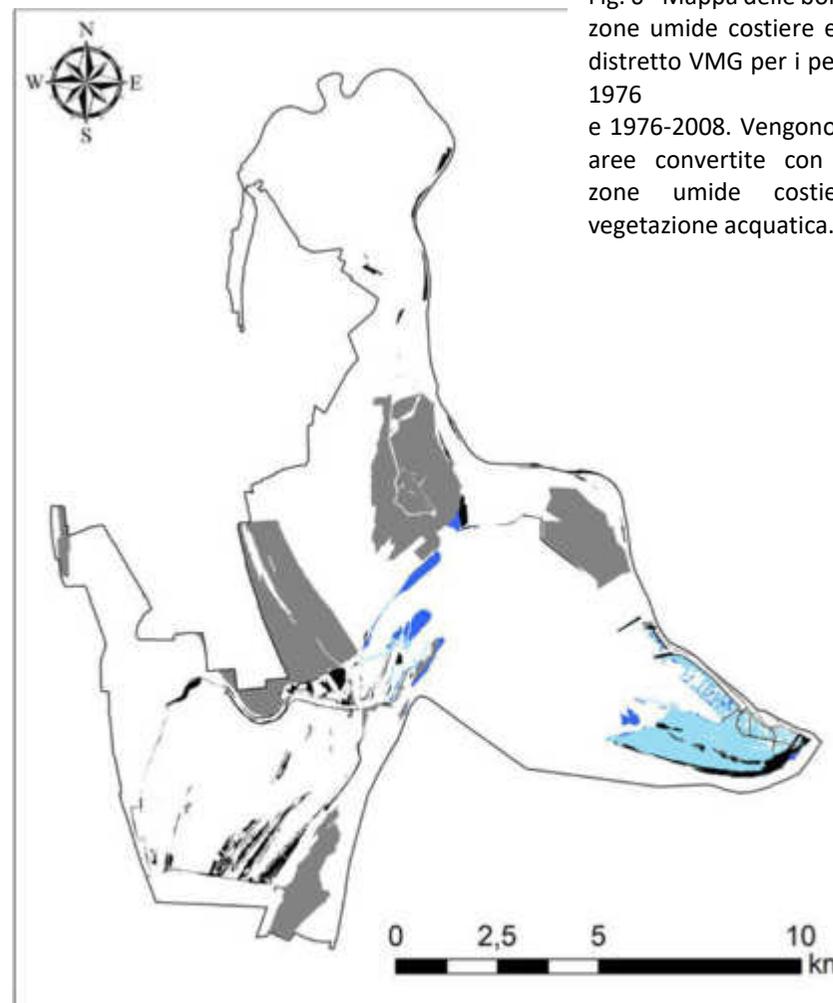


Fig. 6 - Mappa delle bonifiche delle zone umide costiere eseguite nel distretto VMG per i periodi 1954–1976 e 1976–2008. Vengono indicate le aree convertite con perdita di zone umide costiere e di vegetazione acquatica.

Legend

■ wetland loss (1954-1976)	■ wetland loss (1976-2008)
■ aquatic vegetation loss (1954-1976)	■ aquatic vegetation loss (1976-2008)

sommersi ed il ripristino di banchi di sabbia con l'obiettivo di migliorare l'idrodinamica lagunare e preservare habitat e specie.

Nel complesso, sebbene i recenti interventi siano stati in qualche modo benefici per le attività umane, non sono stati sufficienti a garantire un buono stato ecologico della laguna. Nello specifico, l'aumento della salinità causato dalla riduzione degli apporti di acqua dolce e del contemporaneo aumento dei flussi di acqua marina, ha provocato la marinizzazione del sistema (Fogli, Marchesini e Gerdol 2002). Nonostante lo sforzo di mitigare gli apporti di nutrienti durante questo periodo, si sono verificate intense fioriture di macroalghe, inibendo così le possibilità di recupero delle macrofite sommerse (Viaroli et al. 2006).

SE forniti dagli habitat dominati da Phragmites australis

Le indagini sul campo hanno evidenziato che i due siti, vegetato e non vegetato, differivano sia per la ricchezza che per l'abbondanza di taxa di uccelli (Tabella 2). I taxa sono stati classificati a livello di specie, ad eccezione dei Passeriformi. Complessivamente 90 individui appartenenti a 15 taxa, di cui nove inclusi nella Dir. 2009/147/CE, sono stati identificati durante i quattro mesi di analisi. Il coefficiente di Jaccard (0,125) evidenzia una bassa somiglianza tra i siti. Il sito vegetato ha ospitato 63 individui appartenenti a 11 taxa, mentre i 27 individui osservati nel sito non vegetato appartenevano a soli cinque taxa. L'airone cenerino (*Ardea cinerea*) è stata l'unica specie osservata in entrambi i siti.

Se si considerano le specie incluse nella Direttiva 2009/147/CE, otto taxa su nove sono stati censiti nel sito vegetato (cinque nell'allegato I e tre nell'allegato II).

La PPN della vegetazione epigea (Figura 4) ha mostrato le tendenze stagionali previste; in totale la PPN annuale è stata pari a 1056,02 ($\pm 32,9$) g AFDW m².

A livello sperimentale sono state evidenziate le dinamiche di decomposizione proprie di steli e foglie di *P. australis*. Il tasso di decadimento stimato (k) (Olson 1963) per foglie e steli è stato rispettivamente pari a 0,00856 e 0,00228 per giorno. Ciò porta alla perdita di differenti frazioni di biomassa e, in virtù del rapporto steli/foglie, ad un diverso contributo in termini di accumulo di carbonio. Secondo l'equazione (1), la capacità complessiva di accumulo di carbonio da parte del sistema è stata stimata in 194,39 g C m².

Acquacoltura

La distribuzione territoriale delle aree autorizzate alle attività di acquacoltura nella Laguna è mostrata in Figura 5. Le 75 diverse aree autorizzate coprono gran parte della laguna, per una superficie totale di 1.416 ettari. La produzione di vongole in laguna è rapidamente aumentata tra il 1987 e il 1991, raggiungendo una resa annua di 15.500 tonnellate, con un declino negli anni '90 e successivamente, durante l'estate del 2002, in ragione di crisi anossiche (Figura 6). La produzione totale di vongole è aumentata nuovamente a partire dal 2001 – 2002 con

una resa annua di 14.657 tonnellate, a conseguenza dello scavo di canali sublagunari nella parte orientale della laguna.

Perdita di vegetazione acquatica nella laguna della Sacca di Goro

I cambiamenti spaziotemporali della vegetazione acquatica emergente e sommersa nella parte orientale parte della Sacca di Goro sono riportate in figura 7. L'estensione stimata di *Phragmites australis* è diminuita drasticamente da 386 ettari nel 1954 a soli 50 ettari nel 2005 (87%); 233 ettari su 336 sono andati perduti nel periodo 1993-2005, quando gli equilibri idraulici della laguna furono fortemente alterati. L'area coperta dalla vegetazione sommersa ha subito perdite ancora maggiori nel periodo 1993-2005. Infatti, le aree coperte da *Ruppia cyrrosa* sono quasi scomparse, passando da 270 a soli 4 ha (98%).

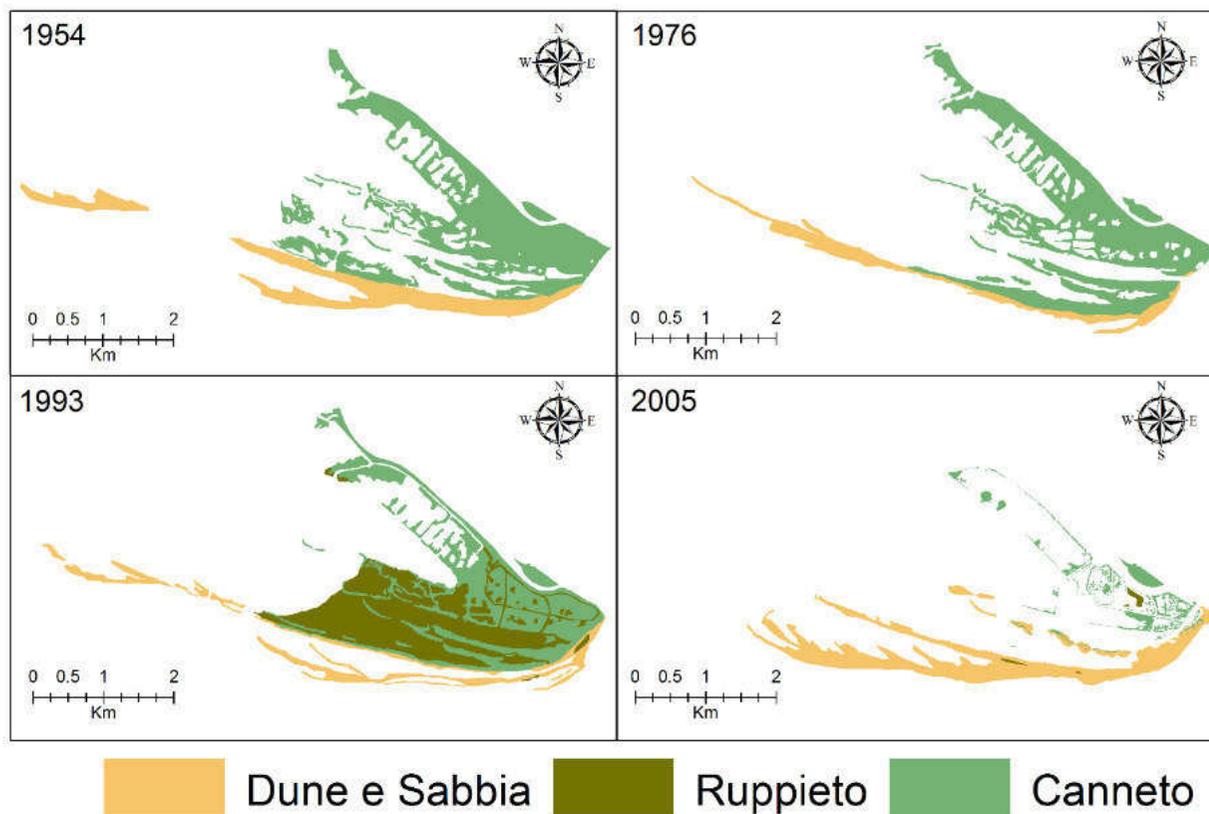


Fig. 7 - Distribuzione spaziale degli habitat sabbiosi, acquatici con vegetazione emergente (canneto) e habitat acquatici con vegetazione sommersa (*Ruppia*) per gli anni 1954, 1976, 1993 e 2005 nella parte orientale della Sacca di Goro. Gli habitat con vegetazione sommersa sono mappati solo per gli anni 1993 e 2005.

Discussione

Compromesso tra molluschicoltura e SE forniti dalla vegetazione acquatica

L'analisi sperimentale ha dimostrato che la vegetazione acquatica della Sacca contribuisce in modo significativo all'aumento della multifunzionalità del sistema, in particolare in un contesto ambientale dominato dal paesaggio agricolo delle bonifiche. La vegetazione palustre presente nella Sacca di Goro fornisce infatti, direttamente o indirettamente, una serie di SE (Tabella 1).

La PPN di *Phragmites australis* accoppiata con il basso tasso di decadimento dei loro tessuti permette un accumulo netto di carbonio nei sistemi acquatici, contribuendo così alla regolazione del clima.

Le dinamiche di produttività degli habitat vegetali costieri sono fortemente influenzate dalla disponibilità di nutrienti (Sundareshwar et al. 2003), in particolare quelli dominati dalle specie con un'elevata efficienza nell'uso dei nutrienti come *P. australis* (Tylova-Munzarova et al. 2005). La media della PPN mensile epigea (Figura 4) segue il tipico modello stagionale, ad eccezione delle osservazioni di dicembre. Il valore anomalo elevato di PPN misurato a dicembre si spiega con la maggiore disponibilità di nutrienti derivanti dai terreni agricoli circostanti durante questo periodo.

La capacità stimata di accumulo di carbonio degli habitat dominati da *P. australis* è concordante con l'intervallo di valori riportato da McLeod et al. (2011), che ha trovato un tasso di interrimento medio di 218 g C m² nelle barene. Inoltre, va considerato che questo studio sottovaluta il carbonio totale immagazzinato dal sistema, in quanto omette le quantità relative alla parte ipogea, nonché la quantità di carbonio intrappolato nei sedimenti (Duarte et al. 2013).

Il confronto tra siti con presenza di vegetazione non ha rivelato differenze importanti in termini di offerta di habitat e potenzialità per l'ecoturismo. La maggiore abbondanza e ricchezza di taxa osservata negli habitat con vegetazione si riflette nei bassi livelli di somiglianza tra i siti. Gli effetti positivi della vegetazione acquatica sull'abbondanza e diversità degli uccelli acquatici sono giustificati dalla maggiore quantità di mejofauna acquatica e macrofauna (cioè disponibilità di cibo) (Angradi, Hagan e Able 2001) nonché di habitat adeguati per la nidificazione (Parsons 2003). Al contrario, i taxa di uccelli osservati in siti non vegetati sono principalmente associati all'ambiente terrestre circostante. Si evince dunque che la vegetazione acquatica svolge un ruolo fondamentale nella conservazione della biodiversità delle zone umide fornendo habitat per la fauna legata a questi ambienti.

È stato inoltre riscontrato che gli habitat acquatici con vegetazione ospitano un numero maggiore di specie protette di uccelli rispetto a quelli non vegetati, con un potenziale maggiore per l'ecoturismo.

Questi risultati possono essere spiegati dal fatto che la presenza di vegetazione acquatica può mitigare la maggior parte degli impatti che minacciano molte specie di uccelli protetti, come la frammentazione degli habitat (Schuh

e Guadagnin 2018), la pressione predatoria (Schüttler et al. 2009), e il degrado della qualità ambientale (Tavares et al. 2015).

Nonostante le loro importanti funzioni ecologiche, la vegetazione delle zone umide costiere ha sofferto pesanti perdite in tutto il mondo (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Nel caso della Sacca di Goro, gli interventi previsti con l'obiettivo di sostenere le attività di acquacoltura sembrano essere state il principale motore del cambiamento, causando l'aumento della salinità del sistema lagunare. La perdita di vegetazione è avvenuta in concomitanza con l'aumento della produzione di vongole e l'espansione relativa delle aree autorizzate che, tuttavia, non erano spazialmente sovrapposte, a testimonianza che protezione dell'habitat e attività umane possono coesistere. Plausibilmente, la perdita di funzioni ecologiche alla base dei SE forniti è da ritenersi dovuta alle scelte gestionali, se pur adottate con le migliori intenzioni, senza affrontare completamente le specifiche esigenze ambientali dell'area. Grazie al progetto EU Life AGREE (LIFE13 NAT/IT/000115; <http://lifeagree.eu/>), una valutazione più completa, basata su precedenti esperienze, è stata eseguita per rispondere al meglio alle esigenze specifiche dei diversi contesti lagunari, rafforzando così un nuovo paradigma di gestione, ovvero il monitoraggio e la ricerca come base per ogni scelta gestionale, che deve essere dimensionata sulla specificità di ogni singola sottozona.

Il compromesso tra i SE di approvvigionamento basati su beni di mercato (nel caso in esame molluschi) e altri SE ed il conseguente sfruttamento non sostenibile delle risorse naturali da parte dell'uomo è stato ampiamente descritto in letteratura (Howe et al. 2014). Compromessi simili che coinvolgono attività di acquacoltura intensiva sono stati osservati in tutto il mondo. Ad esempio, nelle zone costiere tropicali, un bacino a copertura estesa di mangrovie è stato convertito per l'allevamento di gamberi (Arifanti et al. 2019; Kauffman et al. 2018). Nelle zone temperate, è stato riscontrato che l'acquacoltura del salmone riduce i SE di regolazione e culturali (Outeiro e Villasante 2013), l'acquacoltura di molluschi è responsabile per il deterioramento della vegetazione acquatica in ecosistemi costieri (Ferriss et al. 2019), importanti fornitori di diversi SE (Mtwana Nordlund et al. 2016). Questo studio ha evidenziato che le attività di acquacoltura non causano conflitti diretti tra produzione e biodiversità, come dimostrato da precedenti studi effettuati in laguna (Castaldelli et al. 2003; Mantovani et al. 2006) ma che l'evidente perdita di SE può essere correlata alle scelte gestionali nel sito piuttosto che all'acquacoltura stessa. Questo stimola un dibattito sull'importanza della valutazione integrata come base per il sistema di supporto alle decisioni.

Perdita di SE in una gestione settoriale frammentata

Il presente lavoro ha evidenziato il parziale successo di legislazioni rigorose, come la Direttiva Natura 2000, nel promuovere contestualmente benessere economico e fruizione multipla del paesaggio, quando applicata in un ambito con una gestione settoriale frammentata. Pertanto, c'è un'immediata necessità di adattare l'approccio basato sui SE in modo sito-specifico, anche in ragione dell'evoluzione temporale dell'area. Ciò significa che nelle

aree deltizie, in base a studi di monitoraggio a lungo termine, la governance è chiamata ad integrare un'ampia gamma di altri SE unitamente a quelli di approvvigionamento, come nel caso dell'acquacoltura nella Sacca di Goro.

È necessaria una visione unitaria per coordinare strumenti che considerino valori ecosistemici multipli al di fuori degli scopi di conservazione. È dimostrato che i sistemi socio-ecologici soffrono di mancata corrispondenza di scala (Guerrero et al. 2013). Infatti, non solo i sistemi ecologici sono regolati da processi che avvengono a scale diverse, ma anche le misure settoriali che li interessano operano a scale spaziali differenti da quelle dei processi ecologici, spesso non riuscendo a gestire efficacemente gli ecosistemi (Cumming, Cumming e Redman 2006).

Inoltre, il tasso di attuazione dell'azione, scandite da tempistiche politiche ed amministrative, non riflette il tasso di cambiamento di sistemi ecologici, introducendo così anche casi di mancata corrispondenza su scala temporale (Guerrero et al. 2013).

Argomenti adeguati per l'adozione di un approccio basato sui SE sono forniti in modo frammentario, anche dovuto alla mancanza di una politica specifica dell'UE per i SE (Bouwma et al. 2018). Per esempio, la strategia dell'UE sulla biodiversità fino al 2020 prevedeva misure per arrestare la perdita di biodiversità e di servizi ecosistemici in Europa. In particolare, il Target 2 punta a ripristinare almeno il 15% degli ecosistemi degradati entro il 2020 e mappare e valutare lo stato e il valore economico degli ecosistemi e dei loro servizi.

All'inizio degli anni '80, l'approccio di conservazione iniziale della Convenzione di Ramsar era superata dai principi di “uso saggio” delle zone umide (Hettiarachchi, Morrison, e McAlpine 2015), definito come “il mantenimento del loro carattere ecologico, raggiunto attraverso l'attuazione di approcci ecosistemici, nel contesto dello sviluppo sostenibile”, suggerendo l'importanza di garantire più SE.

Trovare soluzioni per l'implementazione locale di questi principi è una sfida chiave per includere in futuro l'approccio basato sui SE nella governance delle aree deltizie. Tuttavia, c'è bisogno di esportare esperienze locali in altri contesti costieri, in particolare per quanto riguarda: (i) l'analisi del compromesso tra produzione e SE basata su misure piuttosto che su stime (Mach, Martone e Chan 2015) e (ii) l'adozione di efficaci strategie di ripristino dei SE, che portino a soluzioni vantaggiose per tutti (Howe et al. 2014).

Ripristino dei SE nel Delta del Po e nella Sacca di Goro

Il territorio della stazione VMG è stato oggetto di estese bonifiche delle sue zone umide costiere con relativa perdita di vegetazione acquatica. Il ripristino delle funzioni ecologiche perdute per compensare le bonifiche passate è strategia necessaria per raggiungere gli obiettivi di conservazione e garantire una governance sostenibile del territorio. Tuttavia, tornare alle condizioni ecologiche originarie dopo il ripristino di alcune aree degradate e la perdita di zone umide potrebbe essere un obiettivo difficile da raggiungere (Yu et al. 2017). Per questi motivi, è auspicabile che il ripristino dell'ambito VMG miri a privilegiare la parte orientale della laguna (la cosiddetta Valle di Gorino), dove in passato erano presenti estesi canneti. La conversione completa delle zone umide costiere

bonificate per riportarle al loro stato originale sarebbe particolarmente critica nel contesto socio-economico attuale. In effetti, queste aree hanno attualmente rese agricole elevate e forniscono reddito e prodotti tradizionali di pregio. Sebbene il ripristino di habitat incontaminati risulterebbe vantaggioso in termini di capitale naturale, la riconversione di grandi aree non porterebbe a guadagni proporzionali dei SE, a causa della relazione non lineare tra dimensione dell'habitat e funzioni ecologiche (Barbier et al. 2008; Koch et al. 2009).

A causa della loro capacità di fornire ampi set di SE, il ripristino degli habitat acquatici vegetati può rappresentare una soluzione sostenibile per aumentare la multifunzionalità delle zone costiere e per raggiungere gli obiettivi della strategia dell'UE sulla biodiversità.

Gli studi si sono concentrati sulla comprensione di singole funzioni di regolazione (Kochet al. 2009; Temmerman et al. 2013; Li et al. 2016; Arkema et al. 2017) piuttosto che considerare più valori. Questo studio fornisce la prova che il ripristino della vegetazione nelle zone umide costiere nel delta del fiume Po potrebbe aumentare significativamente più SE in modo tale da superare la gestione frammentata e settoriale del passato, evitando nel contempo gli impatti dovuti alla perdita di terreno agricolo. Questi risultati potrebbero essere esportati in altri delta fluviali e, in particolare, in quelli che hanno subito estese bonifiche di zone umide.

Recentemente, nell'ambito del progetto EU Life AGREE, un sostanziale cambiamento nella gestione della Sacca di Goro è stata adottata sulla base dei risultati del monitoraggio (Castaldelli et al. 2016). Due chiaviche tra il Po di Goro e la Valle di Gorino sono state aperte in modo permanente con l'obiettivo di aumentare l'afflusso d'acqua dolce e favorire così il ripristino dei canneti nella parte orientale della laguna. Allo stesso tempo, sono iniziate le trattative con i concessionari per spostare parte delle licenze per l'allevamento delle vongole dalle zone interne della laguna a zone offshore. Coinvolgere i portatori di interesse e informarli sui molteplici vantaggi derivanti dal ripristino degli habitat degradati potrebbe essere fondamentale nel processo di mediazione. I costi maggiori dovuti alle distanze di viaggio più lunghe per raggiungere le aree offshore potrebbero essere compensate dalle rese potenziali più elevate che sembrano caratterizzare queste zone (Vincenzi et al. 2006), evitando ulteriori rischi derivanti da fioriture di *Ulva spp.* in laguna (Viaroli et al. 1996). Questa soluzione potrebbe armonizzare le diverse esigenze e gli usi, come la conservazione dell'habitat e l'attività di acquacoltura, ripristinando i SE di regolazione, di supporto e culturali che contribuiscono al raggiungimento di obiettivi di sostenibilità. In particolare, l'uso più razionale della laguna dovrebbe sostenere l'economia locale nell'ambito di una strategia di *blue growth*, mantenendo la produttività acquiculturale e la promozione di iniziative di ecoturismo. Le emissioni gas serra generate dalle attività umane possono essere compensate dal sequestro di maggiori quantità di carbonio raggiungendo così gli obiettivi di conservazione dell'habitat e delle specie. Inoltre, le migliorate condizioni idrodinamiche della laguna e, in misura minore, i benefici attesi in termini di fitodepurazione conseguenti il ripristino dei canneti per ridurre i rischi di eventi anossici e fioriture algali, favorirebbero così il possibile recupero della vegetazione di fanerogame sommerse (*Ruppia spp.*). Attualmente il disturbo più importante per questi habitat è dovuto alle attività agricole, sia alla scala di bacino padano sia locale. In particolare, i piccoli canali che

portano acqua di drenaggio scaricano direttamente in laguna (Castaldelli et al. 2013; Viaroli et al. 2018) in aree soggette a lisciviazione di nutrienti (Aschonitis et al. 2013). Per questo motivo la riduzione della lisciviazione dei nutrienti dai campi agricoli può rappresentare la più efficace misura per ripristinare gli habitat a macrofite sommerse. La riduzione dell'uso di fertilizzanti può essere raggiunta promuovendo pratiche più rispettose, come quelle legate all'agricoltura di precisione (Cilia et al. 2014) o all'agricoltura biologica (Reganold e Walter 2016).

Conclusioni

Il presente studio sottolinea che un uso razionale delle risorse naturali e la promozione di sistemi multifunzionali sono strategie necessarie per conseguire gli obiettivi di sostenibilità. I risultati dimostrano l'importanza degli habitat a vegetazione acquatica nel fornire Servizi Ecosistemici di regolazione, supporto e culturali. Nelle aree deltizie soggette ad ampie bonifiche nel passato, la perdita di zone umide costiere vegetate ha portato alla contemporanea emissione in atmosfera di quantità rilevanti di carbonio, che potrebbe invece rimanere sequestrato e immagazzinato in questi ecosistemi e habitat utili ad ospitare la comunità di uccelli, con conseguente miglioramento dei valori conservazionistici e del potenziale per il turismo naturalistico.

Come osservato in altri contesti deltizi mediterranei, si sono verificati negli ultimi decenni conflitti tra acquacoltura ed altri SE - maggiormente rappresentativi di un buono stato di conservazione ambientale - nonostante le diverse misure di protezione e pianificazione ambientale adottate tramite strumenti di livello europeo, nazionale e locale. Una regolamentazione eccessivamente settoriale e misure frammentate non sono quindi riuscite a garantire l'uso sostenibile delle risorse naturali nel tempo.

I risultati di una valutazione dei SE effettuata nella Sacca di Goro, dimostrano le potenzialità del ripristino degli habitat perduti come soluzione “basata sulla natura” (*nature-based solutions*) che potrebbe essere adottata nella *governance* di lungo periodo negli habitat deltizi. Nella Sacca di Goro, il ripristino di tali habitat degradati, unitamente alla delocalizzazione delle aree in concessione per la molluschicoltura, porterebbe vantaggi per tutti nel contesto di un approccio basato sui SE. Tuttavia, tali soluzioni richiedono maggiori sforzi scientifici nelle indagini sul funzionamento degli ecosistemi, nonché una migliore comprensione dei meccanismi per il coinvolgimento di tutte le parti interessate.

Inoltre, anche se i servizi indagati in questo studio sono rappresentativi di tutte le categorie di SE, sarebbe necessario considerare un set più ampio di SE per una migliore stima del valore degli ecosistemi acquatici.

Nel complesso, data l'elevata rilevanza ambientale e socio-economica dell'area, il delta del Po potrebbe essere un caso di studio ideale per testare il contributo delle soluzioni basate sulla natura nella gestione sostenibile dei delta. Il monitoraggio degli esiti del restauro in corso e dei tentativi e delle strategie di gestione fornirebbero informazioni adeguate ad essere esportate in altre aree deltizie sottoposte a rapidi cambiamenti ambientali.

Bibliografia

- Angradi, T. R., S. M. Hagan, and K. W. Able. 2001. "Vegetation Type and the Intertidal Macroinvertebrate Fauna of a Brackish Marsh: Phragmites vs. Spartina." *Wetlands* 21 (1): 75–92. doi:10.1672/0277-5212(2001)021.
- Arifanti, V. B., J. Boone Kauffman, D. Hadriyanto, D. Murdiyarso, and R. Diana. 2019. "Carbon Dynamics and Land Use Carbon Footprints in Mangrove-Converted Aquaculture: The Case of the Mahakam Delta, Indonesia." *Forest Ecology and Management* 432: 17–29. doi:10.1016/j.foreco.2018.08.047.
- Arkema, K. K., G. M. Verutes, S. A. Wood, C. Clarke-Samuels, S. Rosado, M. Canto, A. Rosenthal, et al. 2015. "Embedding Ecosystem Services in Coastal Planning Leads to Better Outcomes for People and Nature." *Proceedings of the National Academy of Sciences United States of America* 112 (24): 7390–7395. doi:10.1073/pnas.1406483112.
- Arkema, K. K., R. Griffin, S. Maldonado, J. Silver, J. Suckale, and A. D. Guerry. 2017. "Linking Social, Ecological, and Physical Science to Advance Natural and Nature-Based Protection for Coastal Communities." *Annals of the New York Academy of Sciences* 1399 (1): 5–26. doi:10.1111/nyas.13322.
- Aschonitis, V. G., E. Salemi, N. Colombani, G. Castaldelli, and M. Mastrocicco. 2013. "Formulation of Indices to Describe Intrinsic Nitrogen Transformation Rates for the Implementation of Best Management Practices in Agricultural Lands." *Water, Air, and Soil Pollution* 224 (3): 149. doi:10.1007/s11270-013-1489-1.
- Balmford, A., J. M. H. Green, M. Anderson, J. Beresford, C. Huang, R. Naidoo, M. Walpole, and A. Manica. 2015. "Walk on the Wild Side: Estimating the Global Magnitude of Visits to Protected Areas." *PLoS Biology* 13 (2): e1002074. doi:10.1371/journal.pbio.1002074.
- Barbier, E., E. W. Koch, B. R. Silliman, S. D. Hacker, E. Wolanski, J. Primavera, E. F. Granek, et al. 2008. "Coastal Ecosystem-Based Management with Nonlinear Ecological Functions and Values: Supporting Material." *Science* 319 (5861): 321–323. doi:10.1126/science.1150349.
- Bartoli, M., G. Castaldelli, D. Nizzoli, E. A. Fano, and P. Viaroli. 2016. "Manila Clam Introduction in the Sacca Di Goro Lagoon (Northern Italy): Ecological Implications." *Bulletin of Japan Fisheries Research and Education Agency* 42: 43–52.
- Bellavance, M. E., and J. Brisson. 2010. "Spatial Dynamics and Morphological Plasticity of Common Reed (*Phragmites Australis*) and Cattails (*Typha* Sp.) in Freshwater Marshes and Roadside Ditches." *Aquatic Botany* 93 (2): 129–134. doi:10.1016/j.aquabot.2010.04.003.
- Bondesan, M. 1990. "L'area Deltizia Padana: Caratteri Geografici e Geomorfologici." In *Il Parco Del Delta Del Po. Studi e Immagini. L'ambiente Come Risorsa*, edited by Spazio Libri, 10–48. Ferrara, Italy: Universita di Ferrara <http://www.marcobondesan.it/wp-content/uploads/2015/01/il-parco-del-delta.pdf>.
- Booth, J., E. Gaston, K. J. K. L. Evans, and P. R. Armsworth. 2011. "The Value of Species Rarity in Biodiversity Recreation: A Birdwatching Example." *Biological Conservation* 144 (11): 2728–2732. doi:10.1016/j.biocon.2011.02.018.
- Bouwma, I., C. Schleyer, E. Primmer, K. J. Winkler, P. Berry, J. Young, E. Carmen, et al. 2018. "Adoption of the Ecosystem Services Concept in EU Policies." *Ecosystem Services* 29: 213–222. doi:10.1016/j.ecoser.2017.02.014.
- Braat, L. C., and R. S. de Groot. 2012. "The Ecosystem Services Agenda: Bridging the Worlds of Natural Science and Economics, Conservation and Development, and Public and Private Policy." *Ecosystem Services* 1 (1): 4–15. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.011.
- Carafa, R., D. Marinov, S. Dueri, J. Wollgast, J. Lighthart, E. Canuti, P. Viaroli, and J. M. Zaldívar. 2006. "A 3D Hydrodynamic Fate and Transport Model for Herbicides in Sacca di Goro Coastal Lagoon (Northern Adriatic)." *Marine Pollution Bulletin* 52 (10): 1231–1248. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.02.025.
- Castaldelli, G., S. Mantovani, D. T. Welsh, R. Rossi, M. Mistri, and E. A. Fano. 2003. "Impact of Commercial Clam Harvesting on Water Column and Sediment Physicochemical Characteristics and Macrobenthic Community Structure in a Lagoon (Sacca di Goro) of the Po River Delta." *Chemistry and Ecology* 19 (2–3): 161–171. doi:10.1080/0275754031000119915.
- Castaldelli, G., E. Soana, E. Racchetti, E. Pierobon, M. Mastrocicco, E. Tesini, E. A. Fano, and M. Bartoli. 2013. "Nitrogen Budget in a Lowland Coastal Area Within the Po River Basin (Northern Italy): Multiple Evidences of Equilibrium Between Sources and Internal Sinks." *Environmental Management* 52 (3): 567–580. doi:10.1007/s00267-013-0052-6.
- Castaldelli, G., F. Vincenzi, M. Lanzoni, and E. A. Fano. 2016. LIFE AGREE – CoAstal LaGoon Long TeRm Management. *Action A.6: Monitoraggio Ex-Ante Delle Acque*. http://lifeagree.eu/wp-content/uploads/2017/10/A6_2_Monitoraggio_acque-ex-ante.pdf.
- Cencini, C. 1998. "Physical Processes and Human Activities in the Evolution of the Po Delta, Italy." *Journal of Coastal Research* 14 (3): 774–793. doi:10.2307/4298834.
- Cilia, C., C. Panigada, M. Rossini, M. Meroni, L. Busetto, S. Amaducci, M. Boschetti, V. Picchi, and R. Colombo. 2014. "Nitrogen Status Assessment for Variable Rate Fertilization in Maize Through Hyperspectral Imagery." *Remote Sensing* 6 (7): 6549–6565. doi:10.3390/rs6076549.
- Cohen-Shacham, E., G. Walters, C. Janzen, and S. Maginnis. 2016. *Nature-Based Solutions to Address Global Societal Challenges*. Gland, Switzerland: IUCN. doi:<http://dx.doi.org/10.>

2305/IUCN.CH.2016.13.en.

- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, et al. 1997. "The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital." *Nature* 387 (6630): 253–260. doi:10.1038/387253a0.
- Cumming, G. S., D. H. M. Cumming, and C. L. Redman. 2006. "Scale Mismatches in Social-Ecological Systems: Causes, Consequences, and Solutions." *Ecology and Society* 11 (1): 14. doi:10.5751/ES-01569-110114.
- Daily, G. C. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- Danovaro, R., and A. Pusceddu. 2007. "Biodiversity and Ecosystem Functioning in Coastal Lagoons: Does Microbial Diversity Play Any Role?" *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75 (1–2): 4–12. doi:10.1016/j.ecss.2007.02.030.
- de Groot, R., L. Brander, S. van der Ploeg, R. Costanza, F. Bernard, L. Braat, M. Christie, et al. 2012. "Global Estimates of the Value of Ecosystems and Their Services in Monetary Units." *Ecosystem Services* 1 (1): 50–61. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.005.
- Dealteris, J. T., B. D. Kilpatrick, R. B. Rheault, R. B. Dealteris, J. T. Kilpatrick, and B. D. Rheault. 2004. "A Comparative Evaluation of the Habitat Value of Shellfish Aquaculture Gear, Submerged Aquatic Vegetation and Non-Vegetated Seabed." *Journal of Shellfish Research* 23 (3): 867–874. http://www.coonamesettfarm.com/sitebuildercontent/sitebuilder_files/gear-vs-sav-habitat.pdf.
- Drakou, E. G., C. Kermagoret, C. Liqueste, A. Ruiz-Frau, K. Burkhard, A. I. Lillebø, A. P. E. V. Oudenhoven, et al. 2017. "Marine and Coastal Ecosystem Services on the Science-Policy-Practice Nexus: Challenges and Opportunities from 11 European Case Studies." *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 13 (3): i–iv. doi:10.1080/21513732.2017.1417330.
- Duarte, C. M., I. J. Losada, I. E. Hendriks, I. Mazarrasa, and N. Marb_a. 2013. "The Role of Coastal Plant Communities for Climate Change Mitigation and Adaptation." *Nature Climate Change* 3 (11): 961–968. doi:10.1038/nclimate3062.
- Duke, S. T., S. N. Francoeur, and K. E. Judd. 2015. "Effects of Phragmites Australis Invasion on Carbon Dynamics in a Freshwater Marsh." *Wetlands* 35 (2): 311–321. doi:10.1007/s13157-014-0619-x.
- European Commission. 1992. "Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora. Council of the European Communities (CEC)." *Official Journal of the European Communities* 206: 7–50.
- European Parliament. 2009. "Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009." *Official Journal of the European Union* 140 (16): 16–62. doi:10.3000/17252555.L_2009.140.
- Ferriss, B. E., L. L. Conway-Cranos, B. L. Sanderson, and L. Hoberecht. 2019. "Bivalve Aquaculture and Eelgrass: A Global Meta-Analysis." *Aquaculture* 498: 254–262. doi:10.1016/j.aquaculture.2018.08.046.
- Fogli, S., R. Marchesini, and R. Gerdol. 2002. "Reed (Phragmites Australis) Decline in a Brackish Wetland in Italy." *Marine Environmental Research* 53 (5): 465–479. doi:10.1016/S0141-1136(02)00091-0.
- Gaglio, M., V. G. Aschonitis, E. Gissi, G. Castaldelli, and E. A. Fano. 2017. "Land Use Change Effects on Ecosystem Services of River Deltas and Coastal Wetlands: Case Study in Volano–Mesola–Goro in Po River Delta (Italy)." *Wetlands Ecology and Management* 25 (1): 67–86. doi:10.1007/s11273-016-9503-1.
- Gaglio, M., V. G. Aschonitis, M. M. Mancuso, J. P. Reyes Puig, F. Moscoso, G. Castaldelli, and E. A. Fano. 2017. "Changes in Land Use and Ecosystem Services in Tropical Forest Areas: A Case Study in Andes Mountains of Ecuador." *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 13 (1): 264–279. doi:10.1080/21513732.2017.1345980.
- Garcia, M., J. R. Krueger, T. C. A. P_aez, C. A. Ruiz-Agudelo, P. Bejarano, T. Muto, and F. Arjona. 2017. "Effectiveness of Conservation Areas for Protecting Biodiversity and Ecosystem Services: A Multi-Criteria Approach." *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 13 (1): 1–13. doi:10.1080/21513732.2016.1200672.
- Gissi, E., M. Gaglio, V. G. Aschonitis, E. A. Fano, and M. Reho. 2018. "Soil-Related Ecosystem Services Trade-off Analysis for Sustainable Biodiesel Production." *Biomass and Bioenergy* 114: 83–99. doi:10.1016/j.biombioe.2017.08.028.
- Gissi, E., and V. Garramone. 2018. "Learning on Ecosystem Services Co-Production in Decision-Making from Role-Playing Simulation: Comparative Analysis from Southeast Europe." *Ecosystem Services* 34: 228–253. doi:10.1016/j.ecoser.2018.03.025.
- Greiner, J. T., K. J. McGlathery, J. Gunnell, and B. A. McKee. 2013. "Seagrass Restoration Enhances 'Blue Carbon' Sequestration in Coastal Waters." *PLoS One* 8 (8): e72469. doi:10.1371/journal.pone.0072469.

- Guerrero, A. M., R. R. J. McAllister, J. Corcoran, and K. A. Wilson. 2013. "Scale Mismatches, Conservation Planning, and the Value of Social-Network Analyses." *Conservation Biology* 27 (1): 35–44. doi:10.1111/j.1523-1739.2012.01964.x.
- Haines-Young, R., and M. Potschin. 2010. "The Links Between Biodiversity, Ecosystem Services and Human Well-Being." In *Ecosystem Ecology: A New Synthesis. BES Ecological Reviews Series*, edited by D. Raffaelli, and C. Frid. Cambridge, UK: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511750458.007
- Hettiarachchi, M., T. H. Morrison, and C. McAlpine. 2015. "Forty-Three Years of Ramsar and Urban Wetlands." *Global Environmental Change* 32: 57–66. doi:10.1016/j.gloenvcha.2015.02.009.
- Howe, C., H. Suich, B. Vira, and G. M. Mace. 2014. "Creating Win-Wins from Trade-Offs? Ecosystem Services for Human Well-Being: A Meta-Analysis of Ecosystem Service Trade-Offs and Synergies in the Real World." *Global Environmental Change* 28: 263–275. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005.
- Howes, M., L. Wortley, R. Potts, A. Dedekorkut-Howes, S. Serrao-Neumann, J. Davidson, T. Smith, and P. Nunn. 2017. "Environmental Sustainability: A Case of Policy Implementation Failure?" *Sustainability (Switzerland)* 9 (2): 165. doi:10.3390/su9020165.
- IPCC. 2006. "2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Mineral Industry Emissions." Chapter 2 in *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 3*, 1–40. Geneva: IPCC.
- Jaccard, P. 1901. "Etude Comparative de La Distribution Florale Dans Une Portion Des Alpes et Des Jura." *Bulletin Del La Soci_ete Vaudoise Des Sciences Naturelles* 37: 547–579. doi: <http://dx.doi.org/10.5169/seals-266450>.
- Kauffman, J. B., A. F. Bernardino, T. O. Ferreira, N. W. Bolton, L. E. de, O. Gomes, and G. Nuto Nobrega. 2018. "Shrimp Ponds Lead to Massive Loss of Soil Carbon and Greenhouse Gas Emissions in Northeastern Brazilian Mangroves." *Ecology and Evolution* 8 (11): 5530–5540. doi:10.1002/ece3.4079.
- Keesstra, S., J. Nunes, A. Novara, D. Finger, D. Avelar, Z. Kalantari, and A. Cerd a. 2018. "The Superior Effect of Nature Based Solutions in Land Management for Enhancing Ecosystem Services." *Science of the Total Environment* 610–611: 997–1009. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.077.
- Kiviat, E. 2013. "Ecosystem Services of Phragmites in North America with Emphasis on Habitat Functions." *AoB PLANTS* 5: plt008. doi:10.1093/aobpla/plt008.
- Koch, E. W., E. B. Barbier, B. R. Silliman, D. J. Reed, G. M. E. Perillo, S. D. Hacker, E. F. Granek, et al. 2009. "Non-Linearity in Ecosystem Services: Temporal and Spatial Variability in Coastal Protection." *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (1): 29–37. doi:10.1890/080126.
- Li, Y., X. Zhang, X. Zhao, S. Ma, H. Cao, and J. Cao. 2016. "Assessing Spatial Vulnerability from Rapid Urbanization to Inform Coastal Urban Regional Planning." *Ocean and Coastal Management* 123: 53–65. doi:10.1016/j.ocecoaman.2016.01.010.
- Mach, M. E., R. G. Martone, and K. M. A. Chan. 2015. "Human Impacts and Ecosystem Services: Insufficient Research for Trade-off Evaluation." *Ecosystem Services* 16: 112–120. doi:10.1016/j.ecoser.2015.10.018.
- Maes, J., B. Egoh, L. Willemsen, C. Liqueste, P. Vihervaara, J. P. SchEagner, B. Grizzetti, et al. 2012. "Mapping Ecosystem Services for Policy Support and Decision Making in the European Union." *Ecosystem Services* 1 (1): 31–39. doi:10.1016/j.ecoser.2012.06.004.
- Mantovani, S., G. Castaldelli, R. Rossi, and E. A. Fano. 2006. "The Infaunal Community in Experimentally Seeded Low and High Density Manila Clam (*Tapes Philippinarum*) Beds in a Po River Delta Lagoon (Italy)." *ICES Journal of Marine Science* 63 (5): 860–866. doi:10.1016/j.icesjms.2006.02.004.
- Maragno, D., M. Gaglio, M. Robbi, F. Appiotti, E. A. Fano, and E. Gissi. 2018. "Fine-Scale Analysis of Urban Flooding Reduction from Green Infrastructure: An Ecosystem Services Approach for the Management of Water Flows." *Ecological Modelling* 386:1–10. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2018.08.002.
- McKinley, E., R. C. Ballinger, and N. J. Beaumont. 2018. "Saltmarshes, Ecosystem Services, and an Evolving Policy Landscape: A Case Study of Wales, UK." *Marine Policy* 91: 1–10. doi:10.1016/j.marpol.2018.01.021.
- McLeod, E., G. L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. BjEork, C. M. Duarte, C. E. Lovelock, W. H. Schlesinger, and B. R. Silliman. 2011. "A Blueprint for Blue Carbon: Toward an Improved Understanding of the Role of Vegetated Coastal Habitats in Sequestering CO₂." *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (10): 552–560. doi:10.1890/110004.
- Mikhailov, V. N., and M. V. Mikhailova. 2003. "Deltas as Indicators of Natural and Human-Induced Changes in the Regimes of Rivers and Seas." *Water Resources* 30 (6): 602–612. doi:10.1023/B:WARE.0000007585.01852.ee.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Mori, A. S., K. P. Lertzman, and L. Gustafsson. 2017. "Biodiversity and Ecosystem Services in Forest Ecosystems: A Research Agenda for Applied Forest Ecology." *Journal of Applied Ecology* 54 (1): 12–27. doi:10.1111/1365-2664.12669.

- Mtwana Nordlund, L., E. W. Koch, E. B. Barbier, and J. C. Creed. 2016. "Seagrass Ecosystem Services and Their Variability Across Genera and Geographical Regions." *PLoS One* 11 (10): e0163091. doi:10.1371/journal.pone.0163091.
- Noferini, A., M. Passerella, and M. Pellizzari. 2006. "La Sacca Di Gorow: Quadro Conoscitivo e Proposte Preliminari Di Gestione Della Laguna Compresa Nel SIC 'Sacca Di Goro, Po di Goro, Valle Dindona, Foce Del Po Di Volano.'" In *Linee Guida e Casi Di Studio per La Gestione Dei Siti Della Rete Natura 2000 in Ambiente Di Transizione: Atti Del Workshop Tenutosi a Grado, Palazzo Dei Congressi, 7-8 Giugno 2006*, 309–318. EUT Edizioni Università di Trieste.
- Ojeda, M. I., A. S. Mayer, and B. D. Solomon. 2008. "Economic Valuation of Environmental Services Sustained by Water Flows in the Yaqui River Delta." *Ecological Economics* 65 (1): 155–166. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.06.006.
- Olson, J. S. 1963. "Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems." *Ecology* 44 (2): 322–331. doi:10.2307/1932179.
- Outeiro, L., and S. Villasante. 2013. "Linking Salmon Aquaculture Synergies and Trade-Offs on Ecosystem Services to Human Wellbeing Constituents." *Ambio* 42 (8): 1022–1036. doi:10.1007/s13280-013-0457-8.
- Parsons, K. C. 2003. "Reproductive Success of Wading Birds Using Phragmites Marsh and Upland Nesting Habitats." *Estuaries* 26 (2): 596–601. doi:10.1007/BF02823734.
- Pendleton, L., D. C. Donato, B. C. Murray, S. Crooks, W. A. Jenkins, S. Sifleet, C. Craft, et al. 2012. "Estimating Global 'Blue Carbon' Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems." *PLoS One* 7 (9): e43542. doi:10.1371/journal.pone.0043542.
- Petersen, R. C., and K. W. Cummins. 1974. "Leaf Processing in a Woodland Stream." *Freshwater Biology* 4 (4): 343–368. doi:10.1111/j.1365-2427.1974.tb00103.x.
- Piccoli, F., L. Dell'Aquila, and M. Pellizzari. 1999. "Carta Della Vegetazione Del Parco Regionale Del Delta Del Po, Scala 1:35.000. 11.1. Stazione Volano – Mesola – Goro." Regione Emilia-Romagna, Servizio Cartografico e Geologico. Firenze: Selca. <http://geoportale.regione.emilia-romagna.it/it/catalogo/dati-cartografici/biologia/vegetazione/cartadella-vegetazione-parco-regionale-del-delta-del-po-stazione-volano-mesola-goro-digitale-edizione-1999>
- Puhakka, L., M. Salo, and I. Sääksjärvi. 2011. "Bird Diversity, Birdwatching Tourism and Conservation in Peru: A Geographic Analysis." *PLoS One* 6 (11): e26786. doi:10.1371/journal.pone.0026786.
- Rall, E. L., N. Kabisch, and R. Hansen. 2015. "A Comparative Exploration of Uptake and Potential Application of Ecosystem Services in Urban Planning." *Ecosystem Services* 16: 230–242. doi:10.1016/j.ecoser.2015.10.005.
- Reganold, J. P., and J. M. Wachter. 2016. "Organic Agriculture in the Twenty-First Century." *Nature Plants* 2 (March): 1–8. doi:10.1038/NPLANTS.2015.221.
- Saleh, F., and M. P. Weinstein. 2016. "The Role of Nature-Based Infrastructure (NBI) in Coastal Resiliency Planning: A Literature Review." *Journal of Environmental Management* 183 (3): 1088–1098. doi:10.1016/j.jenvman.2016.09.077.
- Sallustio, L., A. De Toni, A. Strollo, M. Di Febraro, E. Gissi, L. Casella, D. Geneletti, M. Munafo, M. Vizzarri, and M. Marchetti. 2017. "Assessing Habitat Quality in Relation to the Spatial Distribution of Protected Areas in Italy." *Journal of Environmental Management* 201: 129–137. doi:10.1016/j.jenvman.2017.06.031.
- Schüttler, M., H. Leslie, and S. Levin. 2009. "Managing Water-Use Trade-Offs in a Semi-Arid River Delta to Sustain Multiple Ecosystem Services: A Modeling Approach." *Ecological Research* 24 (3): 491–503. doi:10.1007/s11284-008-0576-z.
- Schuh, M. H., and D. L. Guadagnin. 2018. "Habitat and Landscape Factors Associated with the Nestedness of Waterbird Assemblages and Wetland Habitats in South Brazil." *Austral Ecology* 43 (8): 989–999. doi:10.1111/aec.12648.
- Schüttler, E., R. Klenke, S. McGehee, R. Rozzi, and K. Jax. 2009. "Vulnerability of Ground-Nesting Waterbirds to Predation by Invasive American Mink in the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile." *Biological Conservation* 142 (7): 1450–1460. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.013.
- Seijger, C., W. Douven, G. van Halsema, L. Hermans, J. Evers, H. L. Phi, M. F. Khan, et al. 2017. "An Analytical Framework for Strategic Delta Planning: Negotiating Consent for Long-Term Sustainable Delta Development." *Journal of Environmental Planning and Management* 60 (8): 1485–1509. doi:10.1080/09640568.2016.1231667.
- Settis, S. 2010. *Paesaggio Costituzione Cemento: La Battaglia per L'ambiente Contro Il Degrado*. Torino, Italy: Einaudi.
- Spinelli, E., R. Bisceglia, G. Castaldelli, and G. Colombo. 1996. "Funzionamento di un bacino idrico costiero: i deflussi d'acqua dolce e gli apporti di fosforo e di azoto del Po di Volano nella Sacca di Goro." *Ingegneria Ambientale XXV* (1–2): 25–33.
- Sundareshwar, P. V., J. T. Morris, E. K. Koepfler, and B. Fornwalt. 2003. "Phosphorus Limitation of Coastal Ecosystem Processes." *Science* 299 (5606): 563–565. doi:10.1126/science.1079100.
- Syvitski, J. P. M., A. J. Kettner, I. Overeem, E. W. H. Hutton, M. T. Hannon, G. R. Brakenridge, J. Day, et al. 2009. "Sinking Deltas Due to Human Activities." *Nature Geoscience* 2 (10): 681–686. doi:10.1038/ngeo629.

- Tavares, D. C., D. L. Guadagnin, J. F. de Moura, S. Siciliano, and A. Merico. 2015. "Environmental and Anthropogenic Factors Structuring Waterbird Habitats of Tropical Coastal Lagoons: Implications for Management." *Biological Conservation* 186: 12–21. doi:10.1016/j.biocon.2015.02.027.
- Temmerman, S., P. Meire, T. J. Bouma, P. M. J. Herman, T. Ysebaert, and H. J. De Vriend. 2013. "Ecosystem-Based Coastal Defence in the Face of Global Change." *Nature* 504 (7478): 79–83. doi:10.1038/nature12859.
- Terrado, M., V. Acuña, D. Ennaanay, H. Tallis, and S. Sabater. 2014. "Impact of Climate Extremes on Hydrological Ecosystem Services in a Heavily Humanized Mediterranean Basin." *Ecological Indicators* 37: 199–209. doi:10.1016/j.ecolind.2013.01.016.
- Turolla, E. 2008. *L'allevamento Della Vongola Verace Nel Delta Del Po*. Taglio di Po: Grafiche Adriatica.
- Tylova-Munzarova, E., B. Lorenzen, H. Brix, and O. Votrubova. 2005. "The Effects of NH₄ and NO₃ on Growth, Resource Allocation and Nitrogen Uptake Kinetics of *Phragmites Australis* and *Glyceria Maxima*." *Aquatic Botany* 81 (4): 326–342. doi:10.1016/j.aquabot.2005.01.006.
- Viaroli, P., M. Bartoli, C. Bondavalli, and M. Naldi. 1995. "Oxygen Fluxes and Dystrophy in a Coastal Lagoon Colonized by *Ulva Rigida* (Sacca Di Goro, Po River Delta, Northern Italy)." *Fresenius Environmental Bulletin* 4 (6): 381–386.
- Viaroli, P., G. Giordani, M. Bartoli, M. Naldi, R. Azzoni, D. Nizzoli, I. Ferrari, et al. 2006. "The Sacca Di Goro Lagoon and an Arm of the Po River." *Handbook of Environmental Chemistry*, Vol.5: *Water Pollution* 5 (PART H): 197–232. doi:10.1007/698-5-030.
- Viaroli, P., M. Naldi, C. Bondavalli, and S. Bencivelli. 1996. "Growth of the Seaweed *Ulva Rigida* C. Agardh in Relation to Biomass Densities, Internal Nutrient Pools and External Nutrient Supply in the Sacca Di Goro Lagoon (Northern Italy)." *Hydrobiologia* 329 (1–3): 93–103. doi:10.1007/BF00034550.
- Viaroli, P., E. Soana, S. Pecora, A. Laini, M. Naldi, E. A. Fano, and D. Nizzoli. 2018. "Space and Time Variations of Watershed N and P Budgets and Their Relationships with Reactive N and P Loadings in a Heavily Impacted River Basin (Po River, Northern Italy)." *Science of the Total Environment* 639: 1574–1587. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.233.
- Vincenzi, S., G. Caramori, R. Rossi, and G. A. De Leo. 2006. "Estimating Clam Yield Potential in the Sacca Di Goro Lagoon (Italy) by Using a Two-Part Conditional Model." *Aquaculture* 261 (4): 1281–1291. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.08.014.
- Welsh, D. T., M. Bartoli, D. Nizzoli, G. Castaldelli, S. A. Riou, and P. Viaroli. 2000. "Denitrification, Nitrogen Fixation, Community Primary Productivity and Inorganic-N and Oxygen Fluxes in an Intertidal *Zostera Noltii* Meadow." *Marine Ecology Progress Series* 208: 65–77. doi:10.3354/meps208065.
- Yu, S., B. Cui, P. Gibbons, J. Yan, X. Ma, T. Xie, G. Song, Y. Zou, and X. Shao. 2017. "Towards a Biodiversity Offsetting Approach for Coastal Land Reclamation: Coastal Management Implications." *Biological Conservation* 214: 35–45. doi:10.1016/j.biocon.2017.07.016.

Finito di stampare da GRAFICHE BARONCINI s.r.l.
IMOLA (BO)
Novembre 2023



REPARTO CARABINIERI BIODIVERSITÀ PUNTA MARINA



Via C. Colombo, 21 – 48122 - Punta Marina (RA)

☎ 0544 - 437379/98 ✉ 043013.001@carabinieri.it

ISBN 979-12-80645-21-0

