

Caratteristiche dei sedimenti e struttura dei popolamenti bentonici in aree costiere interessate da un intervento di ripascimento con sabbie relitte

Marco Abbiati^{1,2}, Francesco Colosio¹, Claudia Romagnoli^{1,3}, Laura Airoidi^{1,2}

¹ Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali di Ravenna
Università di Bologna, Italia

² Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università di Bologna, Italia

³ Dipartimento di Scienze della Terra e Geologico-Ambientali, Università di Bologna, Italia

Riassunto

Il ripascimento delle coste viene utilizzato sempre più frequentemente per contrastare i fenomeni erosivi del litorale. Questo studio utilizza i descrittori delle caratteristiche dei sedimenti (parametri granulometrici e contenuto in sostanza organica) e della struttura dei popolamenti bentonici (composizione specifica ed abbondanza) per valutare la qualità ambientale in tratti di costa soggetti a 3 diverse tipologie di interventi di difesa: 1) ripascimento (R); 2) ripascimento in combinazione con preesistenti barriere rigide di difesa costiera (RB); 3) nessun tipo di intervento di difesa (ND). Lo studio è stato condotto lungo circa 50 km di coste della regione Emilia Romagna (Nord Adriatico) dove sono stati individuati nove tratti di costa: tre per ogni tipologia di intervento. Dall'analisi sono emerse marcate differenze fra i tratti di costa in relazione al tipo di intervento di difesa costiera attuato. Due dei tre tratti di costa del tipo R presentavano popolamenti fortemente depauperati, mentre il terzo presentava caratteristiche simili alle coste ND. Sono state rilevate marcate differenze anche fra le coste R e RB, in queste ultime, infatti, si sono osservati elevati valori di abbondanza di individui e la presenza di specie che, nel Nord Adriatico, vengono comunemente rinvenute in ambienti poco esposti al moto ondoso (lagune e bacini costieri). Oltre il 50% delle differenze osservate nella struttura ed abbondanza dei popolamenti bentonici fra le tre tipologie di difesa indagate è spiegato dalle variazioni nella granulometria dei sedimenti. I risultati di questo studio evidenziano come il ripascimento delle spiagge può portare a modifiche dell'ambiente sedimentario e della fauna bentonica associata, tuttavia le alterazioni indotte da tale tipo di interventi dipendono fortemente dalle caratteristiche ambientali "sito specifiche", che influenzano le modalità e la velocità con cui le sabbie riportate vengono ridistribuite lungo la costa.

Parole chiave: impatto ambientale, ripascimento, erosione costiera, popolamenti bentonici, sedimenti, Nord Adriatico.

Abstract

Beach nourishment is often used to counteract coastal erosion. We tested whether sediment descriptors (grain size and organic content) and macrobenthic assemblages (species composition and abundance) differed among replicated shores along 50 km-long coastal tract of the Emilia Romagna region (North Adriatic Sea, Italy) exposed to nourishment only (R), nourishment combined to pre-existing hard structures (RB) or under no nourishment (ND). Major variations in the environmental quality of the tracts investigated were observed according to the type of coastal defence applied.

Sediments consisted mainly of fine, well or moderately well sorted, coarse skewed and very platycurtic, and had average contents of organic matter lower than 2%. Percent contents of organic matter and mud were significantly greater at RB than at both ND and R shores. Mean and median grain sizes at RB and R shores were also lower and higher, respectively, than at ND shores, but these differences were not detected as significant due to a large variability among shores. Overall, variability in sediment descriptors was particularly pronounced among N shores; RB shores were characterised by the highest percentage of mud and very fine sands (less than 90 μm), ND and one R shores by the largest quantity? Highest percentage? greatest amounts of fine sands (125 μm), while the other two R shores showed prevalence of fine-medium sands (180-350 μm). Two out of three R shores were nearly defaunated, while species composition and abundances of the third R shore was comparable to ND shores. Large differences have also been observed between R and RB shores, the latter showing higher abundances of organisms and the presence of species that in this region usually occur in sheltered nearshore habitats (lagoons and ponds). Despite the variability among shores, there were significant differences in the structure of benthic assemblages in relation to nourishment. Similarly to the trends observed for the sediments, assemblages at RB and ND shores were clearly separated, while assemblages at R shores showed variable responses: two distinctively grouped being virtually defaunated while one overlapped with ND and RB shores. Overall, assemblages at RB shores were correlated with the finest sediments (less than 90 μm) and the greatest contents of organic matter, assemblages at ND shores and one of R shores were correlated with fine sands (125 μm), while assemblages at the remaining R shores were correlated with the coarsest sediments (180 - 350 μm). More than 50% of the variability in the benthic assemblages among investigated shores was explained by variations in the grain-size structure of sediments. Results of the present study suggest that beach nourishments could have more serious effects on native habitats and assemblages than generally considered, potentially leading to protracted modifications of sedimentary environments and inhabiting fauna over large spatial scale. Yet, predicting the effects of beach nourishment may be difficult, because they appear to be related to local conditions. If nourishment is applied in combination to breakwaters it may have limited effects on nearshore habitats and assemblages because the sediment is relatively stable: however, the minor direct effect of nourishment is largely cancelled out by the direct impact of the breakwaters. If nourishment is applied alone, the magnitude and duration of the effects may vary depending on several local factors, including movement and redistribution of sediments in relation to bottom morphology and hydrodynamics.

Keywords: *environmental impact, beach nourishment, coastal erosion, benthic assemblages, sediments, North Adriatic Sea.*

Introduzione

L'erosione rientra fra i processi di dinamica costiera, essendo la manifestazione del deficit sedimentario di un tratto costiero. Il bilancio sedimentario alla costa è direttamente influenzato dall'intenso sfruttamento del territorio da parte dell'uomo; la crescente urbanizzazione delle aree costiere ed il controllo dei bacini fluviali nell'entroterra hanno trasformato l'erosione costiera in uno dei problemi antropogenici di maggiore rilevanza (French, 1997; Charlier, 2003). Inoltre, in relazione ai modelli climatici che prevedono un innalzamento del livello del mare, l'erosione costiera sta diventando un elemento di rischio ambientale a scala globale (Zhang et al., 2004). In Europa, attualmente l'erosione rappresenta una delle maggiori minacce alle risorse naturali ed economiche delle aree costiere (Airolti e Beck, 2007) ed ha portato una crescente necessità di misure di protezione efficaci e sostenibili.

In passato gli interventi per contrastare i fenomeni di erosione costiera si basavano sul tentativo di stabilizzare la linea di riva mediante la costruzione di strutture rigide, come barriere frangiflutti, pennelli, muri costieri, ecc. Queste strutture alterano profondamente le dinamiche costiere e la composizione dei popolamenti (Davis et al., 1982; Barros et al., 2001; Airolti et al., 2005a; Martin et al., 2005). Inoltre, in molti casi aggravano o traslano il problema a tratti costieri adiacenti piuttosto che risolverlo (French, 1997).

In anni recenti, la maggiore sensibilità verso la gestione delle coste e la necessità di attuare piani di sviluppo meno invasivi e con un minore impatto ambientale hanno stimolato lo sviluppo di un approccio "soft" alla difesa costiera (Charlier, 2003), la cui più comune tipologia di intervento consiste nell'alimentazione artificiale (ripascimento), spesso realizzato in combinazione con strutture rigide di difesa per favorire la stabilizzazione dei sedimenti sversati.

La realizzazione di ripascimenti periodici viene attualmente considerata una tecnica meno invasiva verso

l'ambiente ed idonea per affrontare sia le emergenze a breve termine sia la protezione a lungo termine della costa (Jones e Mangun, 2001; Hamm et al., 2002). Bisogna, tuttavia, ricordare che l'incremento nell'apporto di sedimenti dovuto alle attività antropiche rientra fra le maggiori minacce ambientali per le aree costiere (GESAMP, 1994), in quanto può provocare alterazioni dei popolamenti bentonici (di fondo roccioso e sedimentario) e della colonna d'acqua (Ellis et al., 2000; Airolidi, 2003; Thrush et al., 2003; Connell, 2005; Gonzalez-Correa et al., 2009). Per contrastare l'erosione e stabilizzare le coste vengono movimentati ingenti quantitativi di sedimento (10^5 - 10^6 m³), immessi a tassi che superano enormemente la naturale variabilità nell'apporto di sedimenti degli ambienti costieri (Miller et al., 2002) e possono essere considerati come eventi di disturbo estremi. Tali interventi alterano l'ambiente sedimentario ed i popolamenti bentonici modificandone la composizione, l'abbondanza e la dinamica, spesso con effetti prolungati e/o persistenti nel tempo e nello spazio (Norkko et al., 2002; Thrush et al., 2003; Lohrer et al., 2006). Gli interventi di ripascimento possono pertanto essere visti come esperimenti su grande scala e, se adeguatamente studiati (situazione verificatasi solo in rari casi, vedi Nelson, 1993; Rakocinski et al., 1996; Peterson et al., 2000; Guidetti, 2001; Nordstrom, 2005; Peterson e Bishop, 2005), possono permettere un'analisi quantitativa delle alterazioni indotte sui sistemi costieri, utile al fine di predire gli effetti del ripascimento sull'ambiente e sui popolamenti nativi in relazione alle scale spazio-temporali rilevanti dal punto di vista ecologico. Nella primavera del 2002 la Regione Emilia Romagna ha realizzato un intervento di ripascimento con sabbie relitte lungo diversi tratti di costa compresi in una fascia di circa 50 Km del litorale regionale (Preti, 2002; 2009). Con questo studio abbiamo voluto analizzare, ad un anno di distanza dall'intervento di ripascimento, i sedimenti di spiaggia e i popolamenti bentonici ad essi associati al fine di saggiare l'ipotesi che gli effetti indotti su tali variabili differissero in funzione delle tre condizioni di protezione costiera considerate: solo ripascimento (R), ripascimento con barriere frangiflutti preesistenti (RB) e tratti di costa senza interventi di difesa costiera (ND).

Materiali e metodi

Il ripascimento condotto nella primavera del 2002 ha visto lo sversamento totale di 800.000 m³ di sabbie sottomarine in 8 tratti di coste dell'Emilia Romagna. Il sedimento, prelevato da giacimenti di sabbia relitta ubicati a circa 40 m di profondità in un'area offshore antistante la costa in oggetto (Simonini et al., 2005), presentava una distribuzione granulometrica unimodale (con classe modale fra i 125 ed i 250 μ m, corrispondente all'intervallo delle sabbie fini), un basso contenuto di sedimenti fini (argilla e limo <6%) e di sostanza organica (0,3 - 9,7%). La sabbia è stata distribuita sopra il livello di marea ed il progetto prevedeva una sua persistenza sulla costa per 5-10 anni. L'entità del ripascimento in ognuno degli 8 siti è stata di circa 100 m³ di sabbia per metro lineare di costa (Preti, 2002; 2009).

Tutti i tratti di costa soggetti al ripascimento erano interessati da forti fenomeni erosivi e negli anni precedenti erano stati oggetto di piccoli interventi di ripascimento. Al momento del ripascimento del 2002, 3 tratti di costa non erano protetti da nessun tipo di struttura rigida, 2 tratti erano protetti da pennelli e 3 tratti erano protetti da barriere frangiflutti emerse preesistenti, poste a circa 100-150 metri dalla linea di costa.

Lo studio è stato realizzato nel Maggio 2003, circa un anno dopo l'intervento di ripascimento. Sono stati individuati 9 tratti di costa (d'ora in poi definiti Coste) aventi ognuno un'estensione di circa 800 m (Fig. 1). Dei 9 tratti di costa 3 sono stati soggetti a solo ripascimento (R: Milano Marittima, Zadina, Riccione), 3 a ripascimento abbinato a barriere frangiflutti preesistenti (RB: Gatteo a Mare, San Mauro Pascoli e Igea Marina) e 3 erano caratterizzati dall'assenza di interventi di difesa costiera (ND: Cervia, Rimini, Rivazzurra). Le possibilità di interspersione delle Coste appartenenti alle tre tipologie di Protezione erano limitate dalla localizzazione dell'intervento di ripascimento.

In ogni Costa i campioni sono stati prelevati nella zona subtidale superficiale (a circa -1 metro rispetto al livello medio di marea), al margine progettuale verso mare dell'area interessata da ripascimento. Per ogni Costa, in 5 punti selezionati a random, sono stati raccolti 15 campioni organizzati in triplette, uno per la descrizione della granulometria del sedimento, uno per la quantificazione del contenuto di materia organica e uno per la descrizione della struttura dei popolamenti macro-bentonici.

I sedimenti per l'analisi granulometrica sono stati raccolti con carote di 10 cm di diametro nei primi 10 cm di profondità. Dopo essere stati lavati con acqua deionizzata ed asciugati in stufa ad 80°C per 24 h, i

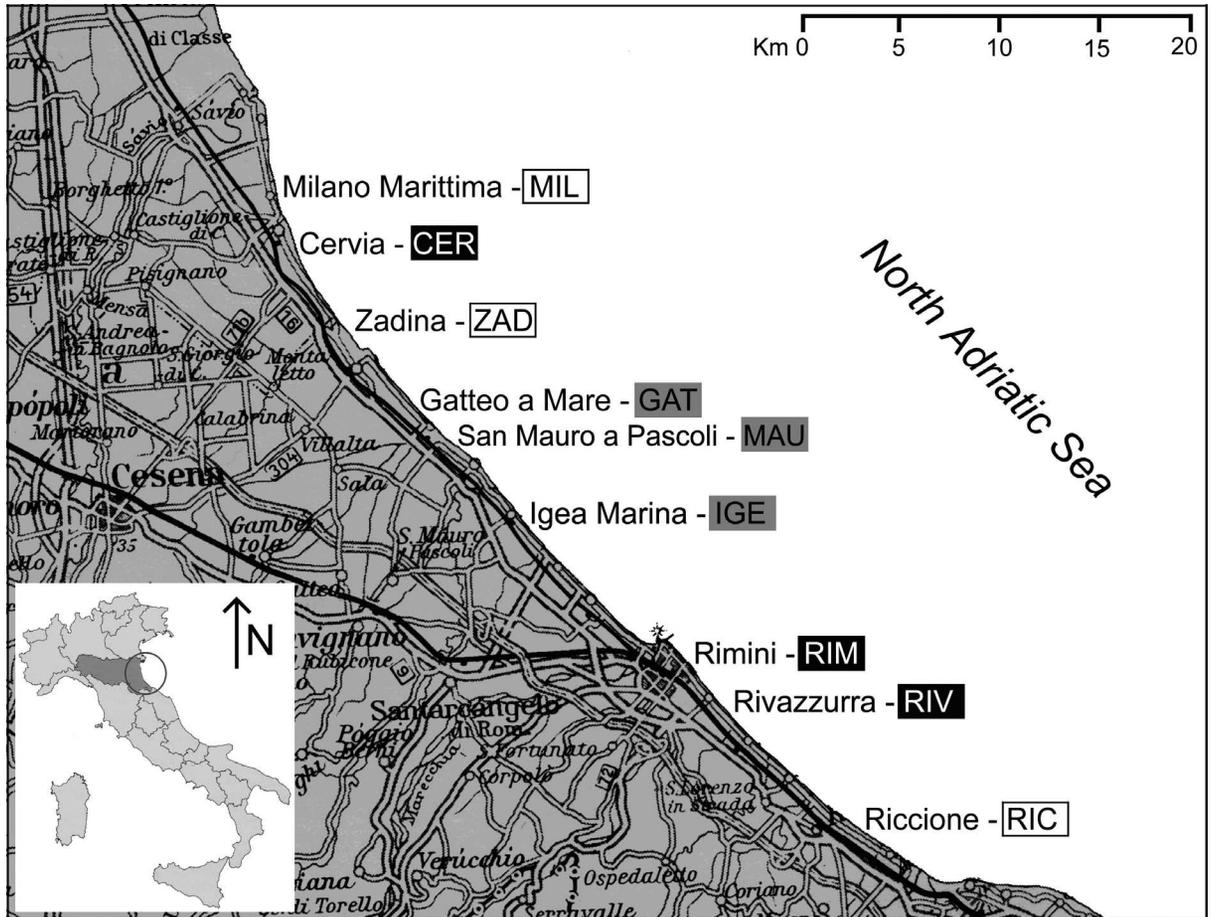


Figura 1 - Mappa dell'area di studio in cui sono evidenziate le 9 Coste oggetto di questo studio. I colori indicano le diverse tipologie di Protezione delle Coste: bianco = solo ripascimento (R), grigio = ripascimento e barriere frangiflutti (RB) e nero = assenza di interventi di difesa costiera (ND).

campioni sono stati sottoposti a setacciatura a secco con vibrazione, usando una risoluzione della maglia dei setacci di 0.5 phi. Per ogni campione si sono così ottenuti i pesi percentuale di ghiaia, sabbia e pelite (limo+argilla) ed i parametri statistici delle distribuzioni granulometriche (Tab. 1), utilizzando il metodo dei momenti e il metodo grafico (McManus, 1988).

I campioni per l'analisi del contenuto di materia organica sono stati raccolti utilizzando una carota di 3 cm di diametro sino ad una profondità di 5 cm, conservati in ghiaccio sul campo e congelati a -20°C in laboratorio. Il contenuto percentuale di materia organica (Tab. 1) è stato calcolato come perdita per incenerimento in muffola (a 500°C per 6h) dei campioni essiccati in stufa (80°C per 24 h).

La macrofauna è stata campionata con una benna Van Veen (area 0.06 m²). Ciascun campione è stato setacciato in campo con un setaccio di maglia 500 µm. Il materiale trattenuto è stato conservato in formalina al 10 % in volume e portato in laboratorio per l'analisi. Tutti gli organismi sono stati identificati al più basso livello tassonomico possibile (Tab. 4).

I dati raccolti per ogni Costa relativi ai descrittori sedimentari (Tab. 1), ed ai popolamenti (numero di specie e di individui, Tab. 4) sono stati analizzati mediante analisi della varianza a due vie (ANOVA) usando il seguente modello generale: Protezione (fattore fisso con 3 livelli: R, RB, ND) e Costa (fattore random con 3 livelli), *nested* in Protezione, per ogni Costa sono state prelevate 5 repliche. Lo stesso modello è stato utilizzato nelle analisi multivariate per saggiare le differenze nella granulometria del sedimento e nella composizione e abbondanza delle specie bentoniche in relazione alla tipologia di Protezione ed alle Coste.

Risultati
Sedimenti

In tutte le Coste i sedimenti sono costituiti da circa il 95 % di sabbia fine (su una percentuale totale di sabbia variabile tra il 96 ed il 99% circa), con un contenuto medio di sostanza organica inferiore al 2% (Tab. 1). All'interno del gruppo di Coste R, inoltre, la variabilità dei descrittori del sedimento appare più marcata. I campioni Mil e Ric (nei quali già visivamente era possibile constatare la presenza delle sabbie relitte per la ricchezza di detrito conchigliare e per il colore grigio del sedimento) mostrano una prevalenza di sabbia medio-fine (180-350 μm) e, quindi, valori di media e mediana più elevati (Tab. 1). Tali caratteristiche non sono state rilevate nella Costa Zad, i cui sedimenti sono paragonabili a quelli delle Coste ND (in particolare a Cer), anche sulla base dei parametri granulometrici (prevalenza di sabbia fine >125 μm , valori di media e mediana simili, coefficiente di cernita indice di elevata classazione, asimmetria praticamente assente, Tab. 1).

Tabella 1 - Descrittori dei sedimenti (% di ghiaia, sabbia e pelite; classe media; classe mediana; coefficienti di cernita; asimmetria e appuntimento; % di Sostanza Organica) per ogni Costa e per ogni tipologia di Protezione (abbreviazioni come in Fig. 1). I dati riportati sono le medie con errore standard (n = 15 per ogni tipologia di Protezione, n = 5 per ogni Costa).

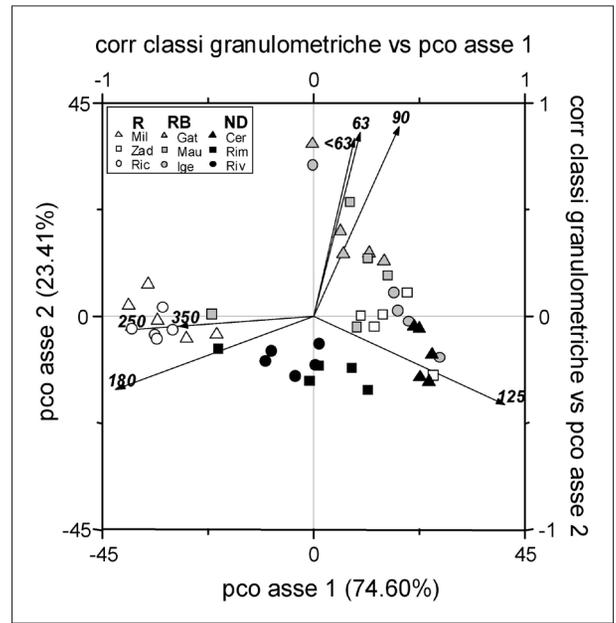
	% Ghiaia	% Sabbia	% Pelite	Media (μm)	Mediana (μm)	Cernita	Asimmetria	Appuntim.	% SO
R	1.50 (0.48)	98.24 (0.46)	0.26 (0.09)	174.43 (0.06)	171.88 (0.05)	0.49 (0.07)	-1.36 (0.77)	0.48 (0.12)	1.08 (0.07)
<i>Mil</i>	2.10 (0.83)	97.78 (0.82)	0.12 (0.03)	195.33 (0.08)	186.98 (0.05)	0.61 (0.12)	-1.75 (1.07)	0.70 (0.23)	0.86 (0.05)
<i>Zad</i>	0.50 (0.13)	98.90 (0.28)	0.60 (0.19)	146.17 (0.02)	147.04 (0.01)	0.29 (0.02)	0.02 (0.04)	0.16 (0.02)	1.38 (0.10)
<i>Ric</i>	1.90 (1.15)	98.03 (1.16)	0.07 (0.01)	185.89 (0.03)	184.69 (0.02)	0.56 (0.13)	-2.34 (2.08)	0.58 (0.23)	0.99 (0.06)
RB	0.96 (0.26)	96.90 (0.57)	2.15 (0.54)	138.08 (0.04)	141.39 (0.03)	0.44 (0.04)	-0.25 (0.30)	0.34 (0.05)	1.89 (0.05)
<i>Gat</i>	1.00 (0.66)	95.90 (1.00)	3.10 (1.19)	130.77 (0.06)	136.18 (0.05)	0.51 (0.07)	-0.50 (0.91)	0.41 (0.07)	1.88 (0.06)
<i>Mau</i>	0.62 (0.22)	97.80 (0.40)	1.58 (0.39)	143.75 (0.08)	146.13 (0.06)	0.43 (0.02)	-0.03 (0.19)	0.32 (0.03)	1.99 (0.13)
<i>Ige</i>	1.25 (0.39)	96.99 (1.33)	1.76 (1.08)	140.05 (0.05)	142.05 (0.04)	0.38 (0.09)	-0.23 (0.28)	0.30 (0.15)	1.81 (0.05)
ND	0.49 (0.11)	99.23 (0.13)	0.28 (0.04)	158.18 (0.02)	154.85 (0.02)	0.30 (0.02)	-0.17 (0.07)	0.17 (0.02)	1.25 (0.01)
<i>Cer</i>	0.35 (0.09)	99.28 (0.05)	0.37 (0.08)	147.53 (0.01)	147.53 (0.01)	0.24 (0.01)	0.03 (0.04)	0.11 (0.01)	1.27 (0.01)
<i>Rim</i>	0.35 (0.16)	99.49 (0.15)	0.15 (0.03)	162.49 (0.03)	158.27 (0.03)	0.31 (0.02)	-0.22 (0.05)	0.18 (0.04)	1.22 (0.02)
<i>Riv</i>	0.77 (0.26)	98.92 (0.34)	0.31 (0.09)	165.09 (0.02)	159.01 (0.01)	0.36 (0.03)	-0.33 (0.18)	0.23 (0.05)	1.26 (0.02)

La presenza delle sabbie relitte non era evidente nei campioni delle spiagge RB caratterizzate dal punto di vista granulometrico, oltre che dalla già citata maggior abbondanza di pelite, dalla presenza di sabbia molto fine (<90 μm). Dall'analisi della varianza risulta evidente la forte variabilità dei valori di media e mediana dei sedimenti fra le Coste (Tab. 2). Inoltre, i contenuti percentuali di sostanza organica e di pelite risultano significativamente maggiori nelle Coste RB rispetto alle Coste ND e R (Tab. 2).

Tabella 2 - Risultati dell'ANOVA per: (a) descrittori del sedimento (parametri granulometrici, % pelite e % di Sostanza Organica) e (b) numero totale di specie e di individui. I fattori sono: Protezione (fisso, R vs RB vs ND), and Coste (random, 3 livelli, nested in Protezione). I valori significativi di p (<0.05) sono evidenziati in grassetto.

		Protezione		Costa		Cochran	SNK per Protezione
		F _{2,6}	P	F _{3,6}	P		
a	Media	4.11	0.0750	9.01	0.0000	ns	
	Mediana	4.03	0.0778	11.60	0.0000	ns	
	Cernita	2.26	0.1857	2.46	0.0428	*	
	Asimmetria	2.46	0.1662	0.75	0.6160	**	
	Appuntimento	2.49	0.1634	1.91	0.1053	*	
	% Pelite	13.36	0.0062	0.85	0.5402	**	R = ND < RB
	% SO	16.73	0.0035	7.61	0.0000	ns	R = ND < RB
b	N° Specie	9.80	0.0129	5.33	0.0005	ns	R = ND < RB
	N° individui	11.58	0.0087	4.41	0.0019	ns	R = ND < RB

Figura 2 - Plot dei primi due assi delle coordinate principali (PCO, metric multi-dimensional scaling) che evidenzia l'ordinamento dei campioni di sedimento per ogni Costa in relazione al tipo di Protezione (abbreviazioni come in Fig. 1). Le analisi sono basate sulle distanze Euclidee dei dati non trasformati relativi al contenuto in % delle 13 classi granulometriche individuate. I vettori indicano le classi in μm (con un contenuto superiore al 5% in più di 5 campioni) che meglio si correlano con l'ordinamento dei campioni di sedimento (correlazione con gli assi dell'ordinamento $r > |0.5|$). La direzione dei vettori indica la correlazione con i diversi gruppi di punti campione e la lunghezza è proporzionale al valore della correlazione.



Con la sola eccezione di Zadina, l'analisi multivariata mette in evidenza come le Coste soggette a diverse tipologie di Protezione si distinguano nettamente in base all'insieme dei parametri granulometrici considerati (Fig. 2).

Si nota, inoltre, una maggiore variabilità fra le Coste RB e ND rispetto alle Coste R (siti Mil e Ric). I risultati della PERMANOVA ci dicono che i parametri granulometrici differiscono in modo significativo fra le 9 Coste analizzate (Tab. 3) mentre non si osservavano differenze significative in relazione al tipo di Protezione.

Tabella 3 - (a) Risultati della PERMANOVA per la granulometria dei sedimenti (Distanze Euclidee con dati non trasformati) e dei popolamenti macrobentonici (dissimilarità di Bray-Curtis con trasformazione dei dati in doppia radice quadrata). Sono indicati i risultati del confronto a coppie a posteriori tramite permutazioni e le dissimilarità medie all'interno dei gruppi relative all'effetto della Protezione sulla macrofauna. I valori significativi di P (<0.05) sono evidenziati in grassetto (gl - gradi di libertà, MS - mean square, F - valore del rapporto F).

	Sedimenti				Macrofauna			Confronto a coppie per l'effetto della protezione sulla macrofauna				
	gl	MS	F	P	MS	F	P		t	P	Dissim. Media	
Protezione = Nr	2	4515	2.42	0.12	11406	3.19	< 0.01	R vs RB	1.81	0.07	R	57.96
Costa (Nr)	6	1865	12.72	< 0.01	3576	4.20	< 0.01	R vs ND	1.25	0.24	RB	17.20
Residuo	36	147			851			RB vs ND	3.14	< 0.01	ND	24.76

Popolamenti bentonici

Nel complesso sono stati identificati 31 taxa, di cui 2 gasteropodi, 9 bivalvi, 15 policheti e 5 crostacei (Tab. 4). L'analisi della varianza evidenzia come il numero medio di specie e di individui sia significativamente maggiore nelle Coste RB rispetto alle Coste ND e R (Fig. 3, Tab. 2). Tra le Coste R, Mil e Ric presentano dei popolamenti estremamente poveri e solamente Zad presenta una ricchezza e abbondanza in specie paragonabile alle spiagge ND (Fig. 3).

Nonostante la variabilità intrinseca tra le Coste, la PERMANOVA evidenzia differenze significative nella struttura del popolamento in funzione del tipo di protezione (Tab. 3). Analogamente a quanto osservato per i sedimenti, l'analisi multivariata evidenzia che i popolamenti delle Coste RB differiscono significativamente da quelli delle Coste ND (Tab. 4), mentre le risposte nell'ambito delle Coste R sono differenziate: Mil e Ric costituiscono un gruppo distinto, essendo estremamente depauperate, mentre Zad si sovrappone alle spiagge ND e RB (Fig. 4). L'analisi multivariata mette in evidenza anche che, nel suo complesso, il popolamento nelle Coste RB, benchè più ricco in specie sia meno eterogeneo rispetto a quello delle Coste ND e R (Tab. 4). Le Coste RB sono caratterizzate dall'abbondanza di pochi taxa tipici del sedimento fine con alto carico di sostanza organica, come *Ampelisca diadema* e *Capitomastus minimus*,

Tabella 4 - Elenco delle specie rinvenute nei campioni di macrobenthos con indicazioni delle abbreviazioni utilizzate nel testo e nelle figure.

Taxon	Specie	Abbreviazione
Gasteropodi	<i>Cyclope neritea</i>	C.ner
	<i>Nassarius nitidus</i>	
Bivalvi	<i>Scapharca inaequivalvis</i>	
	<i>Cerastoderma glaucum</i>	
	<i>Mactra stultorum</i>	
	<i>Tellina tenuis</i>	T.ten
	<i>Donax semistriatus</i>	D.sem
	<i>Chamelea gallina</i>	C.gal
	<i>Tapes philippinarum</i>	
	<i>Solen marginatus</i>	
	<i>Lentidium mediterraneum</i>	L.med
Crostei	<i>Ampelisca diadema</i>	A.dia
	<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	B.gui
	<i>Microprotopus maculatus</i>	
	Iphinoe sp. 1	
	Iphinoe sp. 2	
Policheti	Orbinidae sp.1	O.sp 1
	Orbinidae sp.2	
	<i>Capitella capitata</i>	
	<i>Capitomastus minimus</i>	C.min
	<i>Heteromastus filiformis</i>	
	<i>Glycera tridactyla</i>	G.tri
	<i>Glycera rouxii</i>	
	<i>Nephtys</i> sp.1	
	<i>Onuphis eremita</i>	
	<i>Scolecopsis squamata</i>	
	<i>Spio decoratus</i>	S.dec
	<i>Prionospio caspersi</i>	
	<i>Owenia fusiformis</i>	
	<i>Sigalion mathildae</i>	
	Polycheata sp.1	

specie osservate quasi esclusivamente nelle Coste RB, e dalla presenza di *Spio decoratus* e *Prionospio caspersi*, occasionalmente osservato nelle Coste ND e R (Fig. 6). *Lentidium mediterraneum*, *Tellina tenuis*, e *Chamelea gallina*, sono bivalvi comuni nella zona superficiale di questo tratto di costa ed il gasteropode *Cyclope neritea* è più abbondante nelle Coste RB che in quelle ND (Fig. 6). Al contrario, *Glycera tridactyla* e *Bathyporeia guilliamsoniana* caratterizzano le Coste ND, e sono meno abbondanti nelle Coste RB e R (Fig. 6).

La granulometria del sedimento e il contenuto di materia organica spiegano insieme il 56.01% della variabilità del popolamento bentonico (Tab. 5b). Analizzando individualmente i due set di variabili (Tab. 5a), si osserva come la granulometria del sedimento spiega il 53.54% della variabilità dei popolamenti, mentre il contenuto di sostanza organica spiega il 23,34% della variabilità totale. Analizzando sequenzialmente i due set (Tab. 5b), una volta considerata la granulometria del sedimento, il contenuto in sostanza organica non spiega alcuna variabilità aggiuntiva relativa alla struttura dei popolamenti, suggerendo che la presenza di sostanza organica sia fortemente correlata con la granulometria del sedimento (relativa abbondanza di frazioni fini, <63 µm).

Complessivamente (Fig. 5) il popolamento presente nelle Coste RB è correlato con i sedimenti più fini (inferiori a 90 µm) e con un maggiore contenuto di sostanza organica, i

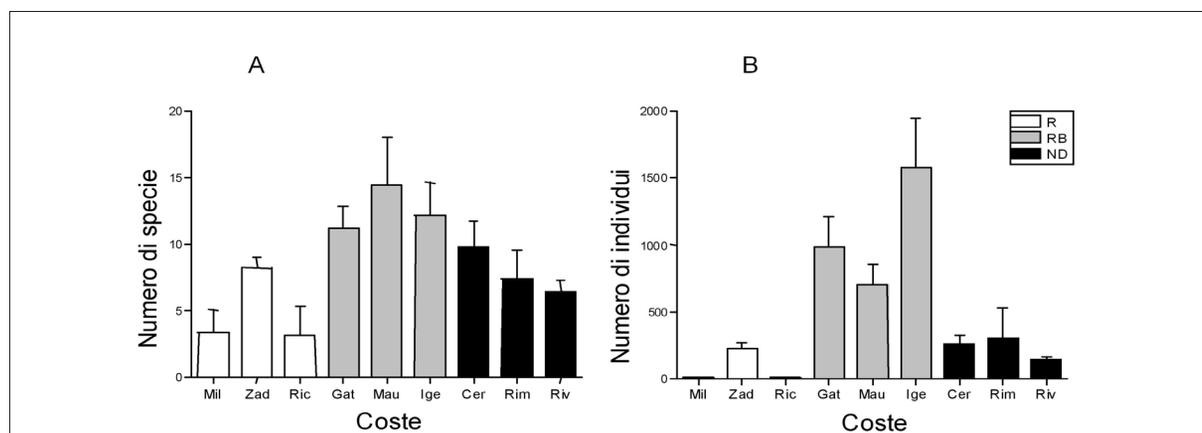


Figura 3 - Numero di specie (A) ed individui (B) per campione (0.06 m²) per ogni Costa in relazione al tipo di Protezione (abbreviazioni come in Fig.1). I dati sono le medie (+ 1 ES) sulle 5 repliche.

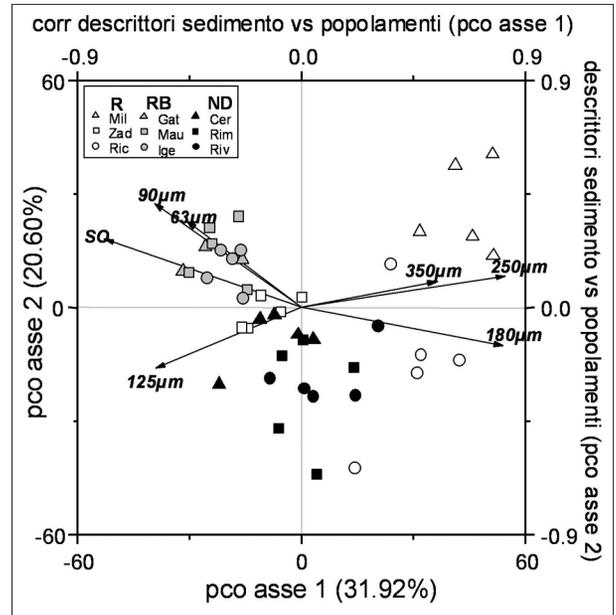
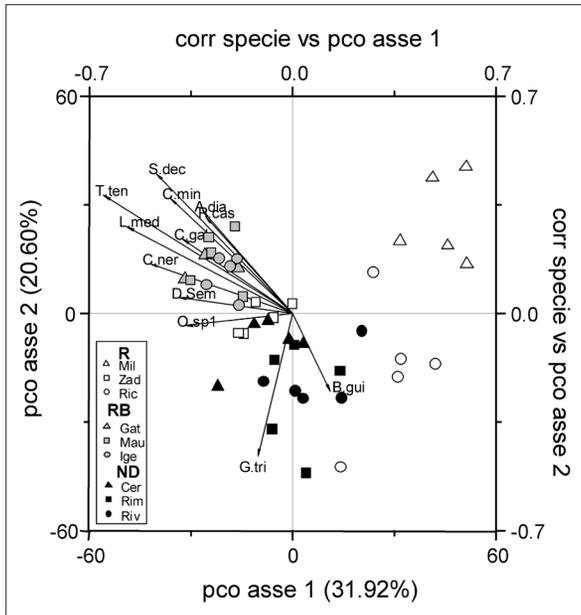


Figura 4 - Plot dei primi due assi delle coordinate principali (PCO, metric multi-dimensional scaling) che mostrano l'ordinamento dei popolamenti bentonici per ogni Costa in relazione al tipo di Protezione (abbreviazioni come in Fig. 1). Le analisi sono basate sull'indice di dissimilarità di Bray-Curtis dopo trasformazione con doppia radice quadrata dei valori di abbondanza dei 31 taxa (elencati in Tabella 4). I vettori indicano i taxa (presenti in almeno 10 campioni) che meglio si correlano con l'ordinamento dei popolamenti (correlazione con gli assi dell'ordinamento $r > |0.25|$). La direzione dei vettori indica la correlazione con i diversi gruppi di punti campione e la loro lunghezza è proporzionale al valore della correlazione.

Figura 5 - Proiezione biplot delle variabili dei sedimenti (classi granulometriche e contenuto in sostanza organica) sul PCO dei popolamenti macrobentici (abbreviazioni come in Fig. 1). I vettori indicano le variabili che meglio si correlano con l'ordinamento dei campioni di macrobenthos (correlazione con gli assi dell'ordinamento $r > |0.5|$). La direzione dei vettori indica la correlazione con i diversi gruppi di punti campione e la lunghezza è proporzionale al valore della correlazione.

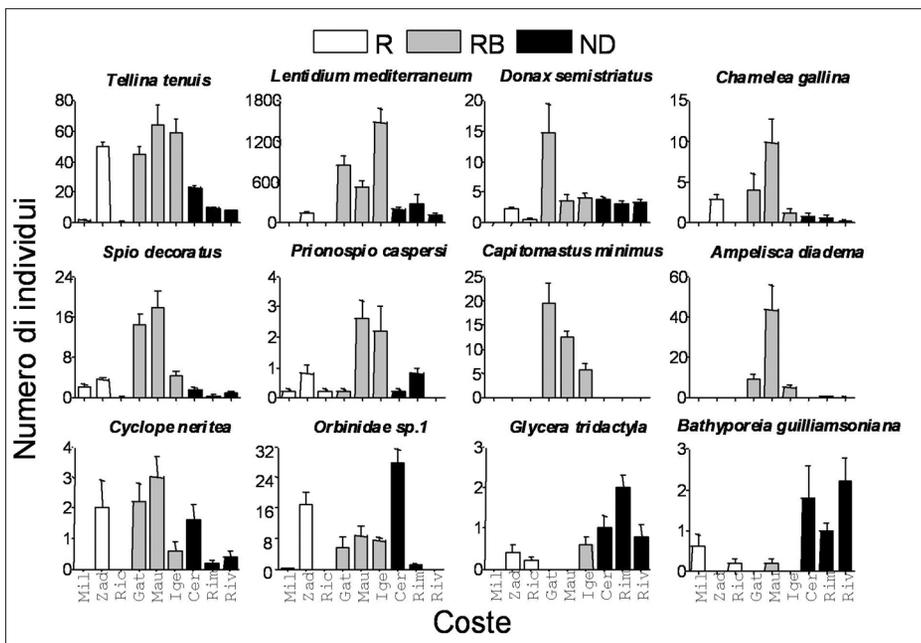


Figura 6 - Numero di individui per campione (0.06 m2) dei taxa che meglio sono correlati con l'ordinamento dei popolamenti macrobentici per ogni Costa in relazione al tipo di Protezione (abbreviazioni come in Fig.1). I dati sono le medie (+ 1 ES) sulle 5 repliche.

Tabella 5 - Risultati della regressione multipla dei due set di variabili ambientali (granulometria e % di sostanza organica) sul data set multivariato delle specie: in (a) ogni set di variabili è testato individualmente (ignorando gli altri set) mentre in (b) le variabili sono state testate in sequenza (la variabilità spiegata da ogni variabile successiva è condizionata alle variabili già testate nel modello). %Var = percentuale di varianza del data set dei popolamenti spiegata dalla variabile abiotica considerata. % Cum = percentuale cumulativa di varianza spiegata dalle variabili abiotiche.

Set di variabili	(a) Testate individualmente			(b) Testate sequenzialmente			
	% Var	F	P	% Var	% Cum	F	P
Granulometria	53.54	2.4699	0.0001	53.54	53.54	2.4699	0.0001
% sostanza organica	22.34	12.3712	0.0001	2.47	56.01	1.6314	0.1284

popolamenti nelle Coste ND e Zad (R) sono correlati con la maggior presenza di sabbia fine (dimensioni medie 125 μm), mentre i popolamenti nelle coste Mil e Ric (R) sono correlati con la presenza di sedimenti più grossolani (frazioni 180 - 350 μm).

Discussione

Abbondanti e improvvise deposizioni di sedimento, siano esse di origine antropica o naturale, possono cambiare drasticamente l'ambiente di fondo ricoprendo ed uccidendo gran parte della fauna bentonica (Ellis et al., 2000; Smith e Rule, 2001; Norkko et al., 2002; Thrush et al., 2003). Il recupero dei popolamenti bentonici può avvenire in tempi rapidi (da alcuni mesi a meno di 1 anno), in caso di rapida dispersione del sedimento e/o per la tolleranza del popolamento nei confronti di questo tipo di disturbo (Gorzelay e Nelson, 1987; Nelson, 1993; Rakocinski et al., 1996; Smith e Rule, 2001; Cruz-Motta e Collins, 2004; Bertasi et al., 2009). Più spesso gli effetti della deposizione massiva di sedimento sono di lunga durata, soprattutto quando alterano le caratteristiche dell'ambiente sedimentario nativo, o quando hanno un elevato carico organico e/o contengono sostanze inquinanti (Nelson, 1993; Norkko et al., 2002). A più di un anno dall'intervento l'effetto del ripascimento effettuato dalla Regione Emilia Romagna con sabbie relitte era chiaramente rilevabile in 2 delle Coste R analizzate (Mil e Ric), entrambe caratterizzate da forte depauperamento dei popolamenti, mentre nella terza Costa R (Zad) si osserva una composizione in specie e un'abbondanza paragonabile alle spiagge non interessate da interventi di difesa (ND), somiglianza che riguarda anche le caratteristiche granulometriche. Dato che le sabbie relitte utilizzate per il ripascimento non contenevano inquinanti e presentavano un basso contenuto di sostanza organica (Simonini et al., 2005), le alterazioni sono attribuibili principalmente all'effetto fisico del sedimento sui popolamenti. Infatti, le caratteristiche del sedimento in termini di granulometria spiegano più del 50% della variabilità rilevata nei popolamenti bentonici. La povertà del popolamento di Mil e Ric (R) è correlata con una maggiore presenza di sabbia grossolana, mentre il popolamento di Zad (R) è associato a sabbia fine, tipica delle Coste ND. Inoltre, la presenza di sabbie relitte è chiaramente riconoscibile visivamente nei campioni provenienti da Mil e Ric (R) mentre non è evidente nei campioni di Zad (R). Queste osservazioni suggeriscono che a Mil e Ric (R) le sabbie relitte si sono spostate dalla spiaggia emersa alla fascia subtidale superiore, a circa -1 metri dal livello medio mare dove è stato fatto il campionamento, e lì si sono stabilizzate. A Zad (R) la sabbia da ripascimento si è distribuita in modo diverso e potrebbe essere stata trasportata più al largo o non essere stata rimossa dalla zona originaria di deposizione. Il monitoraggio lungo sezioni topografico-batimetriche e l'analisi dei dati sulla dinamica dei sedimenti nelle zone interessate dal ripascimento potrà aiutare a capire le differenze osservate tra le Coste R.

La scarsità di macrofauna a Mil e Ric (R) potrebbe essere una conseguenza diretta del disturbo fisico sugli organismi, dovuto al sedimento depositato, o indiretta, connessa alle alterazioni persistenti della tipologia del sedimento, che ne modificano la porosità, la stabilità, i flussi biogeochimici, la qualità del cibo e i movimenti degli animali (Gray, 1974; Snelgrove e Butman, 1994). Particelle di dimensioni maggiori, come osservato a Mil e Ric (R), potrebbero anche modificare lo stato morfodinamico della spiaggia verso una condizione più riflettente (Mclachlan, 1996; Rakocinski et al., 1996). Questi tipi di cambiamento sono spesso correlati con un decremento di ricchezza e abbondanza specifica. I bivalvi sembrano essere particolarmente sensibili a queste alterazioni (Mclachlan, 1996), il che concorda con la scarsa abbondanza o assenza a Mil e Ric (R) dei comuni bivalvi *Tellina tenuis*, *Lentidium mediterraneum*, *Donax semistriatus* e *Chamelea gallina*. Esiste anche la possibilità che le differenze tra le Coste interessate dal ripascimento e non, siano intrinseche

alle loro caratteristiche; infatti, la localizzazione dei siti di ripascimento non è casuale, ma è indice della presenza di intensi processi erosivi e di una forte dinamica, mentre le spiagge relativamente stabili non sono state interessate dall'intervento. Non avendo a disposizione dati precedenti al ripascimento, non è possibile valutare eventuali dinamiche spazio-temporali che permettano una inequivocabile caratterizzazione dell'impatto con un'analisi tipo BACI (Before vs After; Control vs Impact; Underwood, 1994). Ciononostante, la bassa ricchezza in specie ed individui osservate in Ric e Mil (R) sono inusuali per i popolamenti subtidali in questa zona, anche in spiagge soggette ad erosione (Bertasi et al., 2007; 2009), suggerendo una stretta relazione fra il ripascimento e la semplificazione dei popolamenti osservata in queste Coste.

Le differenze osservate tra Coste dove è il ripascimento era associato a strutture artificiali preesistenti (RB), e non (R), sono molto marcate. Le Coste RB sono caratterizzate (verosimilmente ormai da alcuni decenni) da sedimenti più fini e con un maggior contenuto di sostanza organica rispetto alle spiagge R e ND. Inoltre, si è osservata un'abbondanza di individui e di specie che normalmente non occupano questi habitat costieri, come il polichete capitellide *Capitomastus minimus*, che è tipico di zone lagunari e salmastre, l'anfipode *Ampelisca diadema*, comune nei fondale fangosi. Queste specie sono caratteristiche di ambienti poco profondi e riparati, come quelli protetti dalle strutture artificiali (Martin et al., 2005; Bertasi et al., unpubl. data), ed è più probabile che la loro presenza sia da attribuire all'effetto delle barriere che non al ripascimento. Le barriere, infatti, creano condizioni artificiali di ridosso che permettono il deposito di sedimento molto fine e permettono l'insediamento di popolamenti che normalmente non sarebbero presenti (Airoldi et al., 2005a; Martin et al., 2005). Pertanto il ripascimento non sembra aver influenzato in modo evidente i popolamenti delle Coste RB. Anche le dinamiche di trasporto dei sedimenti differiscono marcatamente, in relazione alla presenza/assenza delle barriere: mentre nelle Coste R il sedimento viene ridistribuito verso il largo dal moto ondoso, nelle Coste protette da barriere (RB) il ridotto idrodinamismo fa sì che i sedimenti siano più facilmente stabilizzati nella zona emersa.

L'erosione è un processo naturale che rientra nelle dinamiche costiere. Molti problemi connessi a fenomeni di erosione costiera accentuata sono da attribuire alle attività dell'uomo, condotte sia nelle aree costiere che nell'entroterra, fonte principale degli apporti di sedimento al mare e quindi dell'alimentazione alle spiagge. Negli ultimi anni è cresciuta la consapevolezza della tendenza ad un aumento di frequenza degli eventi estremi e ai rischi di innalzamento del livello del mare dovuti ai cambiamenti climatici. Le decisioni sul se ed, eventualmente, sul come intervenire in difesa delle coste soggette ad erosione richiedono considerazioni che vanno oltre gli interessi locali e che prendano in considerazione gli impatti ambientali a scale regionali e di bacino (Airoldi et al., 2005a). I risultati di questo studio suggeriscono che il ripascimento può causare importanti cambiamenti dell'ambiente costiero preesistente, con modificazioni nel regime sedimentario che si riflettono nell'alterazione della struttura dei popolamenti nativi. Rispetto a quanto generalmente considerato, possono portare ad alterazioni anche su larga scala, tuttavia tali alterazioni possono essere mitigate utilizzando sabbie con caratteristiche il più possibile simili a quelle native, in modo da favorire anche i processi di ricolonizzazione e di recupero dei popolamenti alterati. Gli effetti del ripascimento sono in stretta relazione con le caratteristiche dell'area in cui viene svolto e pertanto risulta difficile predirli in modo generalizzato. Se il ripascimento viene effettuato in presenza di barriere frangiflutti rigide che tendono a stabilizzarlo, gli effetti potrebbero essere limitati all'area direttamente interessata dall'intervento. Tuttavia, in questi casi l'effetto diretto del ripascimento sui popolamenti bentonici può essere mascherato dalle alterazioni indirette indotte dalle barriere. Se il ripascimento viene effettuato senza barriere, l'estensione e la durata dell'effetto può variare in relazione a diversi fattori locali, come il movimento e la ridistribuzione dei sedimenti, la morfologia del fondale, l'idrodinamismo ed alle caratteristiche di resistenza e resilienza dei popolamenti che ne controllano le traiettorie di recupero. Studi futuri dovrebbero considerare questa variabilità nella risposta e analizzare con attenzione la dinamica temporale del ripristino dei popolamenti al fine di valutare la persistenza dell'alterazione in contrasto con la cronicità degli impatti associati alla presenza di strutture rigide di difesa (Airoldi et al., 2005a; Martin et al., 2005). Questo richiederebbe la realizzazione di monitoraggi a lungo termine che includano indagini prima della realizzazione del ripascimento, focalizzati sull'identificazione degli effetti di impatto temporale del ripascimento sul fondale sabbioso e sui popolamenti in diverse condizioni ambientali.

Ringraziamenti

Questo studio è stato finanziato dalla Regione Emilia Romagna. La ricerca ha beneficiato del progetto EU THESEUS (EU - FP7 - ENV2009-1, grant 244104). Siamo grati al Gruppo di Lavoro del Laboratorio di Ecologia Sperimentale di Ravenna per le stimolanti discussioni nelle diverse fasi della ricerca.

Bibliografia

- Airoldi L. (2003) - *The effects of sedimentation on rocky coast assemblages*. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 41: 161-236.
- Airoldi L., Abbiati M., Beck M.W., Hawkins S.J., Jonsson P.R., Martin D., Moschella P.S., Sundelof A., Thompson R.C. e Åberg P. (2005a) - *An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures*. *Coastal Engineering*, 52: 1073-1087.
- Airoldi L., Bacchicocchi F., Cagliola C., Bulleri F. e Abbiati M. (2005b) - *Impact of recreational harvesting on assemblages in artificial rocky habitats*. *Marine Ecology Progress Series*, 299: 55-66.
- Airoldi L. e Beck M.W. (2007) - *Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe*. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 45: 347-407.
- Barros F. Underwood A.J. e Lindegarth M. (2001) - *The influence of rocky reefs on structure of benthic macrofauna in nearby soft-sediments*. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 52: 191-199.
- Bertasi F., Colangelo M.A., Abbiati M. e Ceccherelli V.U. (2007) - *Effects of an artificial protection structure on the sandy shore macrofaunal community: the special case of Lido di Dante (Northern Adriatic Sea)*. *Hydrobiologia*, 586: 277-290.
- Bertasi F., Colangelo M.A., Colosio F., Gregorio G., Abbiati M. e Ceccherelli V.U. (2009) - *Comparing efficacy of different taxonomic resolutions and surrogates in detecting changes in soft bottom assemblages due to coastal defence structures*. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 686-694.
- Charlier R.H. (2003) - *Hold the sea back-is it sustainable? Retrospective and projection*. *Journal of Coastal Research*, 19: 875-883.
- Clarke K.R. (1993) - *Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure*. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Connell S.D. (2005) - *Assembly and maintenance of subtidal habitat heterogeneity: synergistic effects of light penetration and sedimentation*. *Marine Ecology Progress Series*, 289: 53-61.
- Cruz-Motta J.J. e Collins J. (2004) - *Impacts of dredged material disposal on a tropical soft-bottom benthic assemblage*. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 270-280.
- Davis N., VanBlaricom G.R. e Dayton P.K. (1982) - *Man-made structures on marine sediments: effects on adjacent benthic communities*. *Marine Biology*, 70: 295-303.
- Ellis J.I., Norkko A. e Thrush S.F. (2000) - *Broad-scale disturbance of intertidal and shallow sublittoral soft-sediment habitats; effects on the benthic macrofauna*. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7: 57-74.
- French P.W. (1997) - *Coastal and estuarine management*. Routledge London.
- GESAMP (1994) - *Anthropogenic influences on sediment discharge to the coastal zone and environmental consequences*. UNESCO-TOC, Paris.
- Gonzalez-Correa J.M., Fernandez-Torquemada Y. e Sanchez-Lizaso J.L. (2009) - *Short-term effect of beach replenishment on a shallow Posidonia oceanica meadow*. *Marine Environmental Research*, 68: 143-150.
- Gorzelany J.F. e Nelson W.G. (1987) - *The effects of beach replenishment on the benthos of a sub-tropical Florida beach*. *Marine Environmental Research*, 21: 75-94.
- Gray J.S. (1974) - *Animal-sediment relationships*. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 12: 223-261.
- Guidetti P. (2001) - *Detecting environmental impacts on the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica L. Delile: the use of reconstructive methods in combination with 'beyond baci' designs*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 260: 27-39.
- Hamm L., Capobianco M., Dette H.H., Lechuga A., Spanhoff R. e Stive M.J.F. (2002) - *A summary of european experience with shore nourishment*. *Coastal Engineering*, 47: 237-264.
- Jones S.R. e Mangun W.R. (2001) - *Beach nourishment and public policy after Hurricane Floyd: where do we go from here?* *Ocean e Coastal Management*, 44: 207-220

- Lohrer A.M., Thrush S.F., Lundquist C.J., Vopel K., Hewitt J.E. e Nicholls P.E. (2006) - *Deposition of terrigenous sediment on subtidal marine macrobenthos: response of two contrasting community types*. Marine Ecology Progress Series, 307: 115-125.
- Martin D., Bertasi F., Colangelo M.A., De Vries M., Frost M., Hawkins S.J., Macpherson E., Moschella P.S., Satta M.P., Thompson R.C. e Ceccherelli V.U. (2005) - *Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna: evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats*. Coastal Engineering, 52: 1027-1051.
- Mclachlan A. (1996) - *Physical factors in benthic ecology: effects of changing sand particle size on beach fauna*. Marine Ecology Progress Series, 131: 205-217.
- McManus J. (1988) - *Grain size determination and interpretation*. In: Tucker M ed. *Techniques in sedimentology*. Blackwell, Oxford, p 63-85.
- Miller D.C., Muir C.L. e Hauser O.A. (2002) - *Detrimental effects of sedimentation on marine benthos: what can be learned from natural processes and rates?* Ecological Engineering, 19: 211-232.
- Nelson W.G. (1993) - *Beach restoration in the South-eastern United States: environmental effects and biological monitoring*. Ocean and Coastal Management, 19: 157-182.
- Nordstrom K.F. (2005) - *Beach nourishment and coastal habitats: research needs to improve compatibility*. Restoration Ecology, 13: 215-222.
- Norkko A., Thrush S.F., Hewitt J.E., Cummings V.J., Norkko J., Ellis J.I., Funnell G.A., Schultz D. e Macdonald I. (2002) - *Smothering of estuarine sandflats by terrigenous clay: the role of wind-wave disturbance and bioturbation in site-dependent macrofaunal recovery*. Marine Ecology Progress Series, 234: 23-41.
- Peterson C.H. e Bishop M.J. (2005) - *Assessing the environmental impacts of beach nourishment*. Bioscience, 55: 887-896.
- Peterson C.H., Hickerson D.H.M. e Johnson G.G. (2000) - *Short-term consequences of nourishment and bulldozing on the dominant large invertebrates of a sandy beach*. Journal of Coastal Research, 16: 368-378.
- Preti M. (2002) - *Ripascimento di spiagge con sabbie sottomarine in Emilia Romagna*. Studi costieri, 5: 107-134.
- Preti M (2009) *Stato del litorale Emiliano-Romagnolo all'anno 2007 e piano decennale di gestione*. ARPA Emilia-Romagna, pagine 1-270.
- Rakocinski C.F., Heard R.W., Lecroy S.E., Mcllelland J.A. e Simons T. (1996) - *Responses by macrobenthic assemblages to extensive beach restoration at Perdido Key, Florida, Usa*. Journal of Coastal Research, 12: 326-353.
- Simonini R., Ansaloni I., Bonvicini Pagliai A.M., Cavallini F., Iotti M., Mauri M., Montanari G., Preti M., Rinaldi A. e Prevedelli D. (2005) - *The effects of sand extraction on the macrobenthos of a relict sands area northern Adriatic Sea: results 12 months post-extraction*. Marine Pollution Bulletin, 50: 768-777.
- Smith S.D.A. e Rule M.J. (2001) - *The effects of dredge-spoil dumping on a shallow water soft-sediment community in the Solitary Islands Marine Park, NSW, Australia*. Marine Pollution Bulletin, 4:2 1040-1048.
- Snelgrove P.V.R. e Butman C.A. (1994) - *Animal sediment relationships revisited - cause versus effect*. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review, 32: 111-177.
- Thrush S.F., Hewitt J.E., Norkko A., Cummings V.J. e Funnell G.A. (2003) - *Macrobenthic recovery processes following catastrophic sedimentation on estuarine sandflats*. Ecological Applications, 13: 1433-1455.
- Underwood A.J. (1994) - *On beyond BACI - sampling designs that might reliably detect environmental disturbances*. Ecological Applications, 4: 3-15.
- Zhang K.Q., Douglas B.C. e Leatherman S.P. (2004) - *Global warming and coastal erosion*. Climate Change, 64: 41-58.

Ricevuto il 24/01/2008, accettato il 01/12/2009.