

Ricolonizzazione e recupero delle comunità macrozoobentoniche in seguito all'estrazione di sabbie relitte

Roberto Simonini, Valentina Grandi, Mirko Iotti, Gloria Massamba N'Siala, Daniela Prevedelli

Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia,
Via Campi, 213/D - 41125 Modena, Italia.

Riassunto

Gli effetti a medio - lungo termine dell'estrazione di sabbie marine sulle comunità macrozoobentoniche sono stati analizzati in un'area off-shore dell'Adriatico settentrionale con fondali caratterizzati da sabbie relitte. Le campagne di monitoraggio sono state eseguite prima, durante e dopo 1, 6, 12, 18, 24 e 30 mesi dopo il dragaggio, esaminando tre stazioni impattate e sette di controllo. Le attività di estrazione hanno determinato la quasi completa defaunazione delle zone soggette al dragaggio. Successivamente, le analisi multivariate ed univariate hanno evidenziato che le risposte delle comunità macrozoobentoniche al dragaggio sono state 1) una rapida fase di ricolonizzazione da parte delle specie dominanti presenti prima dell'intervento, che si è manifestata dopo 6-12 mesi dopo l'estrazione delle sabbie; 2) una fase più lenta di recupero, che si è completata dopo circa 30 mesi dal dragaggio, quando la composizione e la struttura delle comunità delle stazioni impattate sono tornate ad essere simili a quelle osservate nelle stazioni di controllo e prima del dragaggio. Questa modalità di ricolonizzazione/recupero è riconducibile al limitato impatto delle operazioni di estrazione sulle caratteristiche fisiche del sedimento ed alle caratteristiche idrologiche dell'area, che hanno permesso il completo recupero della comunità macrozoobentonica della zona impattata.

Parole chiave: Impatto ambientale, dragaggio, sabbie relitte, benthos; diversità, Adriatico settentrionale.

Abstract

*Sand extraction operations may influence biological characteristics of the impacted seafloor both directly (through removal, smothering and damage caused by the dredge head) and indirectly (surface and bottom plumes, changes in plankton bloom seasons, release of nutrients and chemicals, as well as sound) can affect both the seabottom and the water column in the area immediately adjacent to the dredging site. In this paper, we analyse the long-term effects of sand extraction on macrozoobenthic communities in an offshore area in the Northern Adriatic Sea, characterised by relict sands formed during the last Adriatic post-glacial transgression. Surveys were carried out before, during and 1, 6, 12, 18, 24 and 30 months after extraction at three impacted and seven reference stations. The operations did not influence the physical characteristics of the sediment, but they caused an almost complete defaunation at dredged sites. In particular, the effects of sand extraction on the macrozoobenthic communities were particularly intense, especially during and immediately after the extraction, at stations 3 and 4, and were mainly due to the removal of fauna from the seabed. Recolonisation at the impacted station began early by larval settlement (most polychaetes, molluscs, echinoderms and other sedentary organisms) and adult migration (vagile taxa, such as the dominant crustaceans *Apeudes latreillii* and *Ampelisca diadema*). Then, starting from 24 months after dredging, the composition and structure of the macrozoobenthic assemblages become quite similar to that observed prior to sand extraction. The scant difference in the community found before and after 30 months after dredging*

at impacted stations were due to (1) some rare species exclusive to the first or the last survey; (2) differences in the abundances of common species, characteristic of the relict sands biocoenosis, that can be related to the natural temporal variability of the communities. The species in common between the two surveys constituted about 90% of the whole abundances at both B-Ex. and the A-Ex. 30 impacted stations. Therefore, it could be assumed that the communities of the dredged area returned to the original condition 30 months after sand extraction. This pattern of recolonisation–recovery fits well with the usual scenario where substratum remains merely unchanged after marine aggregate extraction.

Keywords: *environmental impact, dredging, relict sands, benthos, diversity, Northern Adriatic Sea.*

Introduzione

L'estrazione di sabbie sottomarine ha spesso notevoli ripercussioni sulle caratteristiche biotiche ed abiotiche dei fondali interessati, quindi la fattibilità dell'intervento dipende non solo dalla disponibilità di depositi sabbiosi ma anche dall'analisi dei rischi potenziali per l'ecosistema bentonico. Di norma l'estrazione causa la quasi completa defaunazione dei fondali ed il danno per le comunità bentoniche è direttamente proporzionale alla superficie dell'area dragata (Newell et al., 1998; Van Daltsen et al., 2000). L'estrazione può anche interferire con il bilancio sedimentario ed influenzare le condizioni ecologiche dei fondali come p.e. l'habitat per la flora e la fauna bentonica (Boyd et al., 2005; Newell et al., 1998; Van Daltsen et al., 2000). Altri aspetti non trascurabili riguardano la perdita di importanti risorse bentoniche e le relative conseguenze sulle catene trofiche marine e la pesca. In particolare occorre tutelare le zone di nursery e gli ecosistemi costieri particolarmente sensibili, oltre a prevenire la tendenza all'infangamento delle aree dragate e di quelle immediatamente adiacenti, che favorirebbe l'insediamento di una comunità diversa da quella iniziale (Sardà et al., 2000). E' quindi indispensabile eseguire valutazioni di impatto ambientale e monitoraggi a medio - lungo termine per prevedere, valutare e modellizzare gli effetti dell'estrazione sugli ecosistemi dei fondali interessati.

Lo studio delle comunità macrozoobentoniche marine costituisce una parte fondamentale delle procedure di valutazione dell'impatto antropico negli ambienti marini costieri. Rispetto alle comunità pelagiche, infatti, le comunità bentoniche presentano maggiore strutturazione e relativa stabilità spazio-temporale, per cui sono in grado di registrare le alterazioni ambientali più efficacemente. Inoltre la composizione dei popolamenti bentonici, sia dal punto di vista strutturale che funzionale, è direttamente dipendente dalle condizioni dell'ambiente pelagico, dal quale viene reclutata, ciclicamente, una larga componente delle forme bentoniche a sviluppo indiretto. Nella fascia costiera romagnola, oltre il 60% delle specie che compongono il macrobenthos presenta modalità di sviluppo con larve pelagiche, per cui anche le perturbazioni che interessano la colonna d'acqua si ripercuotono in maniera sensibile sul reclutamento del benthos.

Lo sfruttamento di depositi sabbiosi sottomarini è ormai una pratica comune in diversi paesi europei come Spagna, Regno Unito, Olanda, Danimarca e, più recentemente, Italia (Van Daltsen et al., 2000; Boyd et al., 2003; Boyd et al., 2005; Simonini et al., 2005, 2007). Tra Aprile e Maggio 2002, circa 800.000 m³ di sabbie destinate al ripascimento di diverse spiagge lungo il litorale emiliano - romagnolo sono state dragate da un'area di circa 100 ettari (1 km²) al largo del porto di Ravenna. Oltre che per la localizzazione geografica, questo intervento si differenzia nettamente da quelli effettuati fino ad ora anche per altri aspetti: i fondali dell'area interessata non presentano sedimentazione attiva (Matteucci e Frascari, 1997; Wang e Pinardi, 2003) e sono costituiti prevalentemente da sabbie relitte; inoltre l'area di prelievo si trova a maggiore profondità (40-42 m) e distanza dalla costa (55 km) rispetto agli altri interventi effettuati fino ad ora in Europa (Preti, 2000, 2002). Il "Programma pluriennale di monitoraggio dell'area a mare da cui sono state prelevate le sabbie per il ripascimento delle spiagge emiliano - romagnole", finanziato dalla Regione Emilia-Romagna e realizzato da Ingegneria Ambientale dell'Agenzia Regionale per la Prevenzione e l'Ambiente dell'Emilia-Romagna (ARPA), ha offerto l'opportunità di studiare l'effetto dell'estrazione delle sabbie ed il processo di recupero delle comunità macrozoobentoniche nell'area oggetto di scavo.

Questo lavoro riporta i risultati del monitoraggio e dell'analisi degli effetti del prelievo delle sabbie sulle comunità bentoniche, con l'obiettivo di valutare il complessivo grado di recupero delle comunità bentoniche e costruire un modello di riferimento per la valutazione dell'impatto a medio termine basato sull'analisi dei pattern di ricolonizzazione e di ripristino dei popolamenti macrozoobentonici.

Materiali e metodi

L'intero studio ha previsto otto campagne di prelievo: Marzo 2001 (prima dell'estrazione [B-Ex]), Aprile 2002 (durante l'estrazione [Ex]), Giugno 2002 (1 mese dopo l'intervento [A-Ex 1]), Dicembre 2002 (dopo 6 mesi dall'estrazione [A-Ex 6]), Giugno 2003 (dopo 12 mesi [A-Ex 12]), Dicembre 2003 (dopo 18 mesi [A-Ex 18]), Giugno 2004 (dopo 24 mesi [A-Ex 24]), Dicembre 2004 (dopo 30 mesi [A-Ex 30]). Il piano di caratterizzazione dell'area ha previsto campionamenti in 3 stazioni all'interno della zona di prelievo delle sabbie (impattate) ed in 7 stazioni di controllo esterne all'area. Le stazioni erano disposte su due transetti ortogonali fra loro, che si intersecano al centro dell'area oggetto di studio (Fig. 1).

Il prelievo dei campioni è stato effettuato mediante benna di Van Veen con superficie di presa pari a 1250 cm². Per ogni stazione sono state prelevate 3 repliche. Sul campo, i campioni sono stati vagliati attraverso un setaccio con maglie di 0.5 mm e fissati in formalina tamponata al 4% in acqua di mare. Per ogni stazione ARPA Emilia-Romagna ha effettuato anche le analisi granulometriche e della %TOC del sedimento (ICRAM, 2001). La presenza e la profondità di solchi e buchi sul fondo dovuti alla draga è stata valutata tramite Side Scan Sonar e immagini di video camera subacquea. Le analisi di ARPA non hanno evidenziato alterazioni significative nella granulometria e nella % di TOC del sedimento nei fondali impattati e di controllo.

Il materiale ottenuto dalla setacciatura dei campioni è stato smistato in laboratorio. Di norma gli organismi sono stati classificati a livello di specie. I dati relativi ad ogni stazione sono stati ottenuti sommando i rispettivi replicati. I dati ottenuti dalle diverse campagne sono stati raggruppati ottenendo una matrice totale delle abbondanze che è stata utilizzata per analisi univariate e multivariate.

Le analisi multivariate (ANOSIM, n-MDS, SIMPER) sono state effettuate sulla matrice di similarità di Bray-Curtis dei singoli campioni, ottenuta dalla matrice delle abbondanze utilizzando sia i dati originali (non trasformati) sia i dati trasformati con radice quarta, in modo da analizzare i pattern di variazione delle comunità macrozoobentoniche sia per quanto riguarda i taxa numericamente dominanti sia per la composizione in specie. Gli effetti del dragaggio e le differenze tra campagne di campionamento sono state analizzate tramite il test ANOSIM per due fattori ortogonali (estrazione x campagna). Le differenze tra 1) stazioni di controllo e impattate di ogni campagna e 2) stazioni di controllo di diverse campagne sono state valutate *a posteriori* tramite test ANOSIM per un fattore (estrazione o campagna). Le specie caratterizzanti le singole campagne o che contribuiscono maggiormente alle differenze tra siti di controllo ed impattati e tra le diverse campagne di prelievo sono state identificate tramite l'analisi SIMPER, che scorre la similarità/dissimilarità di Bray-Curtis tra due gruppi di campioni nei contributi delle singole specie. Le analisi multivariate sono state effettuate utilizzando il software PRIMER V5 (Clarke e Warwick, 2001).

Risultati

L'analisi tassonomica dei campioni raccolti nelle otto campagne ha portato all'identificazione di più di 42000 individui, distribuiti tra 185 taxa. Gli anellidi policheti costituiscono il gruppo maggiormente rappresentato (43% dei taxa, 59% degli individui), seguiti da molluschi bivalvi, crostacei ed echinodermi. Più del 70% delle specie rinvenute nel complesso dell'indagine sono state riscontrate in tutte le campagne mentre non è stato osservato l'insediamento di specie opportuniste o tipiche di fondali disturbati nelle aree dragate.

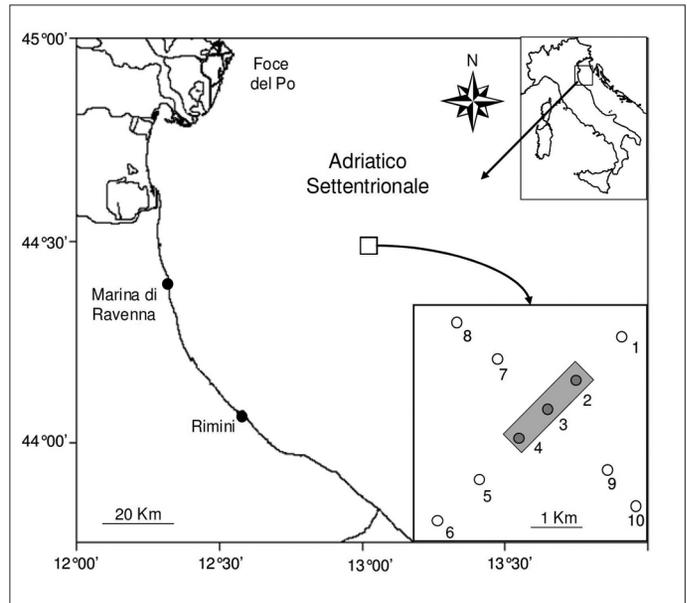


Figura 1 - Localizzazione dell'area e delle stazioni di campionamento.

Le analisi multivariate effettuate sulla matrice delle abbondanze originale e trasformando i dati tramite radice quarta, hanno evidenziato che l'estrazione delle sabbie ha influenzato notevolmente il macrozoobenthos delle stazioni impattate durante e dopo 1, 6 e 12 mesi dall'intervento, sia in termini di composizione che di struttura delle comunità.

Gli ordinamenti tramite MDS, con dati trasformati e non trasformati, mostrano le stazioni 3 e 4 delle campagne operative (Ex) e ad 1 mese dopo l'intervento (A.-Ex.1) nettamente separate ad un lato, mentre le stazioni di controllo e impattate delle ultime tre campagne si raggruppano sul lato opposto, molto vicine tra loro. Tra questi due estremi si trovano i punti relativi alle stazioni 2-4 delle campagne effettuate a 6 e 12 mesi dall'intervento (A.-Ex.6 e A.-Ex.12) (Fig. 2a, b).

Nelle campagne Ex e A.-Ex. 1 la dissimilarità media tra stazioni impattate e di controllo è estremamente elevata (80-90% senza trasformazione, 70-75% con dati trasformati). In seguito all'estrazione delle sabbie, le stazioni 3 e 4 delle campagne Ex e A.-Ex.1 avevano subito una quasi completa defaunazione, evidenziata dalla drastica riduzione nel numero di taxa, delle densità e dell'indice di diversità di Shannon rispetto alle stazioni di controllo (Tab. 1). La stazione 2, localizzata nella parte settentrionale dell'area dragata, ha subito un minore impatto e mostra una minore riduzione nel numero di taxa e nelle abbondanze rispetto alle stazioni 3 e 4 (Tab. 1).

La posizione intermedia occupata dalle stazioni 2-4 delle campagne A.-Ex.6 and A.-Ex.12 nell'MDS di Figura 2a-b suggerisce che il processo di ricolonizzazione sia partito pochi mesi dopo l'intervento. Infatti, la dissimilarità media tra stazioni impattate e di controllo era 63-83% per i dati non trasformati, e 45-66% per i dati trasformati. Le densità nelle stazioni dragate era minore del 30-40% rispetto al controllo, mentre durante la campagna A.-Ex. 1 la differenza media si attestava intorno al 90%. Infine, il numero di taxa nelle aree di estrazione era pari al 60-70% di quello osservato nelle stazioni di controllo, mentre nelle campagne effettuate durante ed un mese dopo il dragaggio questa percentuale era solamente del 26% (Tab. 1).

Negli ordinamenti di Figura 2a-b, le stazioni di controllo della campagna effettuata dopo 12 mesi dall'inter-

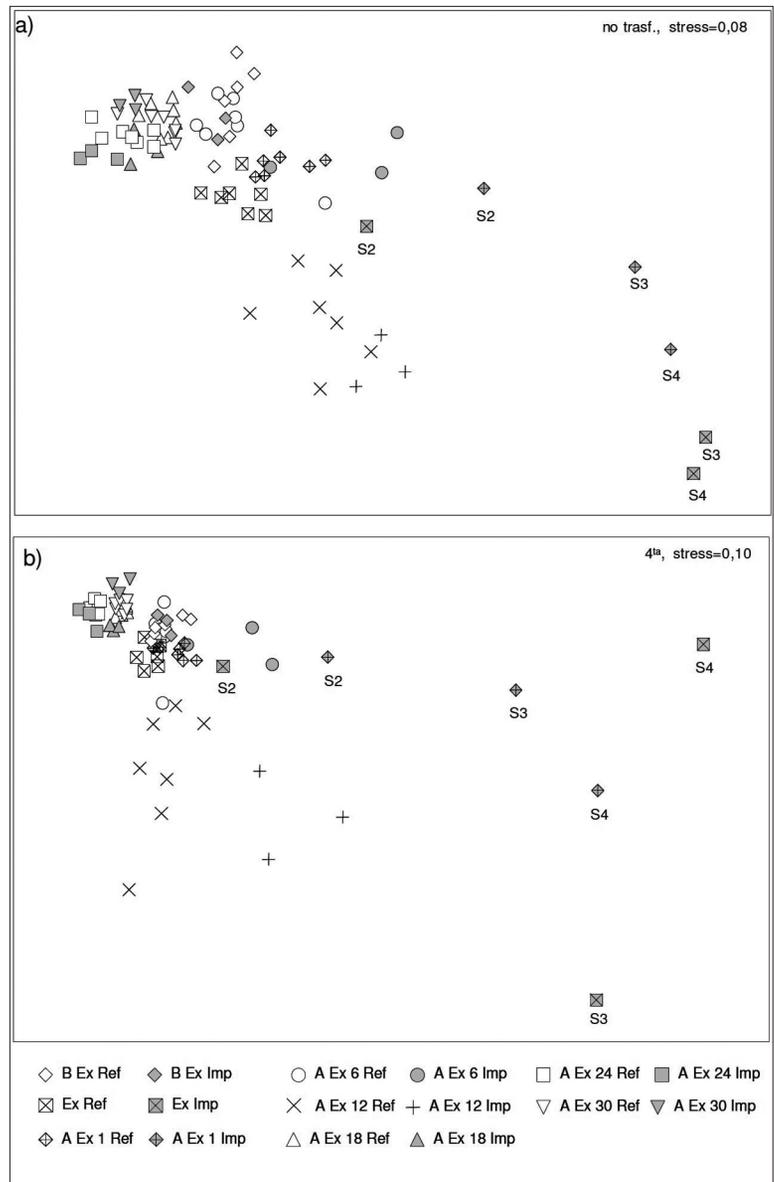


Figura 2 - Ordinamenti tramite MDS delle comunità esaminate nell'ambito del monitoraggio con dati non trasformati (a) e dopo trasformazione con radice quarta (4ª). E' evidenziata la posizione delle stazioni all'interno dell'area impattata (S2, S3, S4) relativamente alle campagne operative (Ex), dopo 1 (A Ex1) e sei mesi (A Ex 6) dall'intervento.

vento (A-Ex 12) segregano a parte e sono più disperse rispetto alle altre a causa del minore numero di taxa e di individui rinvenuti (Tab. 1).

Tabella 1 - Numero di taxa, densità e indice di diversità Shannon calcolati per le diverse stazioni delle singole campagne. In grassetto sono evidenziati i valori degli indici calcolati nelle stazioni impattate nelle campagne Ex ed A-Ex 1.

Numero di taxa									
Campagna		B-Ex	Ex	A-Ex 1	A-Ex 6	A-Ex 12	A-Ex 18	A-Ex 24	A-Ex 30
Estrazione	Stazione								
impatto	2	62	42	28	60	31	72	91	73
	3	65	5	10	42	22	75	80	60
	4	71	6	14	31	17	73	100	78
controllo	1	68	81	60	70	54	77	90	77
	5	69	54	68	59	45	83	95	75
	6	72	64	73	60	31	82	103	72
	7	54	69	55	52	32	76	97	78
	8	58	72	56	60	48	68	91	79
	9	72	64	62	63	22	79	92	75
	10	66	67	65	70	35	80	90	75
Densità [ind m ⁻²]									
Campagna		B-Ex	Ex	A-Ex 1	A-Ex 6	A-Ex 12	A-Ex 18	A-Ex 24	A-Ex 30
Estrazione	Stazione								
impatto	2	1506	358	189	858	233	1878	2450	2481
	3	1561	14	42	483	219	1856	2911	2492
	4	2406	19	67	408	175	2236	2897	2308
controllo	11	1492	1389	881	1864	533	1944	3508	1903
	5	1442	767	942	1369	550	2533	2858	2919
	6	1811	861	939	1492	214	2083	2800	1906
	7	2058	1156	661	550	286	2053	2392	1797
	8	1556	1161	703	1497	403	2333	2408	2678
	9	1817	1250	986	1600	258	2617	2581	2036
	10	1768	869	1092	1786	342	2106	2664	1856
Diversità di Shannon H'									
Campagna		B-Ex	Ex	A-Ex 1	A-Ex 6	A-Ex 12	A-Ex 18	A-Ex 24	A-Ex 30
Estrazione	Stazione								
impatto	2	3,35	3,31	2,95	3,45	2,76	3,64	3,64	3,36
	3	3,25	1,61	2,15	3,19	2,35	2,48	2,48	3,15
	4	3,19	1,75	2,40	3,11	2,16	2,87	2,87	3,25
controllo	1	3,32	3,75	3,42	3,44	3,28	2,99	2,99	3,61
	5	3,41	3,56	3,69	3,44	2,81	3,17	3,17	3,35
	6	3,22	3,71	3,81	3,30	2,99	3,36	3,36	3,41
	7	3,11	3,78	3,53	3,46	3,00	3,62	3,69	3,65
	8	3,35	3,66	3,57	3,28	3,43	3,39	3,63	3,47
	9	3,38	3,54	3,65	3,42	2,54	3,46	3,74	3,57
	10	3,28	3,65	3,55	3,62	3,04	3,55	3,60	3,56

Ad eccezione della campagna A-Ex 12, le dissimilarità tra campagne sono minori di quelle riconducibili all'impatto dell'estrazione delle sabbie, variando dal 25 al 42% (dati trasformati) e dal 33 al 62% (dati non trasformati). La maggior parte delle differenze tra le diverse campagne è dovuta a variazioni nell'abbondanza di alcune delle specie più abbondanti e caratteristiche ed alla presenza di specie con bassa densità che com-

paiono sporadicamente in una o poche campagne. Infatti, solamente il 50%-60% delle specie rinvenute nel corso dell'indagine è comune a tutte le stazioni di controllo in tutte le campagne ma queste specie rappresentano il 90-95% del popolamento totale.

Discussione e conclusioni

Gli effetti dell'estrazione delle sabbie sulle comunità macrozoobentoniche sono stati particolarmente intensi, soprattutto nel periodo immediatamente successivo all'estrazione, e sono riconducibili principalmente alla rimozione della fauna dai fondali: le operazioni di prelievo delle sabbie hanno previsto, infatti, l'asportazione degli strati più superficiali del sedimento (fino a 50-150 cm di profondità), determinando una quasi completa defaunazione. La ricolonizzazione delle aree dragate è stata rapida: le analisi effettuate sui campioni prelevati dopo poco più di 12 mesi dal termine delle operazioni di prelievo delle sabbie indicavano che la comunità macrozoobentonica delle zone direttamente impattate era in fase di ricolonizzazione avanzata. L'analisi dei dati relativi alla 5° campagna post-operazionale di Giugno 2004 ha evidenziato che, a 24 mesi dal prelievo delle sabbie, la ricolonizzazione del macrozoobenthos delle aree impattate è pressoché completa, anche se le stazioni impattate differiscono ancora da quelle di controllo per quanto riguarda la struttura delle comunità. Infatti, anche se la composizione specifica, il numero di specie e le abbondanze totali nelle stazioni di controllo ed impattate erano molto simili, le comunità di queste ultime risultavano maggiormente dominate: un esempio, la stazione S4 nella quale più del 50% delle abbondanze è rappresentato da un'unica specie, il crostaceo *Apseudes latreillii*. A 30 mesi dall'intervento il recupero del macrozoobenthos nell'area di estrazione può considerarsi terminato in quanto non sono state evidenziate differenze significative tra zone impattate e di controllo.

Anche in altri studi è stato osservato che la ricolonizzazione dei fondali dragati è rapida, soprattutto considerando le abbondanze, mentre il recupero della composizione e della struttura della comunità può richiedere tempi più lunghi (Kenny e Rees, 1994, 1996; Newell et al., 1998; Van Dalssen et al., 2000). Infatti, dopo la defaunazione, la ricolonizzazione dipende dall'insediamento delle larve e dalla migrazione di specie mobili da aree adiacenti. Spesso questo processo offre alle specie opportuniste la possibilità di costituire dense popolazioni negli spazi lasciati liberi (Kenny e Rees, 1994, 1996; Newell et al., 1998; Sardà et al., 2000; Van Dalssen et al., 2000). A differenza di quanto osservato in altri lavori sugli effetti dell'estrazione di sabbie marine, la ricolonizzazione dell'area impattata è avvenuta soprattutto tramite l'insediamento di specie tipiche delle sabbie relitte, presenti anche prima dell'intervento, mentre il contributo delle specie "opportuniste" è stato trascurabile. Il mancato insediamento di specie opportuniste è probabilmente dovuto al limitato impatto dell'intervento sulle caratteristiche fisiche del sedimento ed a caratteristiche idrologiche e sedimentologiche proprie dell'area dragata. Infatti, nonostante la profondità dello scavo ed il notevole volume di sabbie rimosse, le analisi granulometriche non hanno evidenziato variazioni significative tra le zone impattate e di controllo e tra le diverse campagne. Anche le profonde depressioni create dalla draga si stanno gradualmente livellando. Inoltre, il regime sedimentologico prevalentemente erosivo dei fondali non ha permesso l'accumulo di apprezzabili quantità di materiali fini nelle depressioni, ostacolando l'insediamento di specie opportuniste prettamente limicole. Anche la quota di scavo, scelta in modo da non raggiungere il limite tra le sabbie ed i depositi sottostanti, ha permesso di mantenere sostanzialmente inalterata la natura sabbiosa dei fondali.

La valutazione della sostenibilità delle operazioni di estrazione delle sabbie sottomarine deve tenere conto non solo dell'analisi dei rischi potenziali per l'ecosistema bentonico ma deve considerare anche le eventuali conseguenze per la pesca ed altre attività economiche che insistono nelle aree impattate. I dati presenti in letteratura ed i risultati di una campagna di pesca effettuata da ICRAM prima dell'inizio delle operazioni di dragaggio hanno permesso di escludere che l'area analizzata sia sottoposta ad una costante pressione di pesca e che possa rappresentare una nursery per specie economicamente importanti (ICRAM, 2001). Diversi studi effettuati in altre aree hanno però evidenziato che le attività di dragaggio delle sabbie possono alterare profondamente i popolamenti bentonici non solo per quanto riguarda la composizione delle comunità ma anche per la struttura delle popolazioni delle specie di interesse commerciale. Galvan et al (2006) nell'ambito degli interventi di dragaggio di sabbie in un tratto di mare a 8-10 miglia al largo di Caorle (Ve), ai fini di un loro impiego per il ripascimento dei litorali di Cortellazzo ed Eraclea, hanno effettuato un monitoraggio dei popolamenti bentonici, con particolare riferimento ai fasolari (il mollusco bivalve *Callista chione*), importante risorsa per le marinerie locali. Prima del dragaggio delle sabbie, la biomassa media di fasolari stimata nell'area interessata dai lavori di prelievo del sedimento era di 119 g/mq, con valore massimo di 244 g/mq. Il prelievo delle sabbie

ha determinato un abbattimento della risorsa, con valori di biomassa medi di 21 g/mq e, in alcune stazioni addirittura nulli. L'azione combinata del dragaggio e della pesca commerciale nell'area avrebbero determinato una riduzione della biomassa istantanea del 75%, con grave danno per l'attività di pesca. L'impatto antropico dovuto ad attività quali il dragaggio delle sabbie e la pesca intensiva può anche determinare un'intensa selezione verso le specie con individui di grandi dimensioni e con crescita lenta, promuovendo l'insediamento di specie opportuniste di piccola taglia che raramente hanno un elevato valore commerciale (Sardà et al., 2000). La valutazione degli effetti delle attività antropiche sugli ecosistemi marini è spesso ostacolata dalla difficoltà di separare gli effetti antropici dalla variabilità naturale. Infatti, la composizione e la struttura delle comunità macrozoobentoniche dell'area investigata varia non solo in funzione del prelievo delle sabbie, ma anche in ciascuna delle campagne effettuate. Le differenze tra le campagne sono dovute soprattutto a variazioni delle abbondanze di alcune delle specie maggiormente rappresentate. Le variazioni della composizione e della struttura delle comunità macrozoobentoniche dell'area investigata sono determinate dai cicli biologici delle diverse specie bentoniche e dall'elevata variabilità stagionale ed interannuale dell'Adriatico settentrionale, e che questi fattori possano influenzare significativamente il processo di ripopolamento delle aree impattate: per esempio la riduzione in termine di abbondanze e di numero di taxa osservato nella campagna di Giugno 2003 (dopo 12 mesi dall'intervento [A Ex 12]) può essere ricondotta all'anomalo abbassamento delle temperature osservato nell'Adriatico Settentrionale nell'inverno 2003 (4°C di temperatura al fondo) che ha causato elevate mortalità di diverse specie bentoniche (Gismondi e Rinaldi, 2002).

Confrontando diversi interventi di estrazione di sabbie marine ed i loro effetti sui fondali e sui popolamenti macrozoobentonici, è stata evidenziata una relazione tra l'entità e la durata dell'impatto fisico sui fondali (in termini di tessitura del sedimento e morfologia) per il recupero delle comunità. Nelle aree in cui la sedimentazione di materiali fini è scarsa, l'elevato idrodinamismo ostacola la deposizione di sedimenti fini o la profondità dello scavo è limitata, le variazioni nella struttura del sedimento delle zone dragate sono limitate nel tempo ed il completo recupero delle comunità dai 2 ai 4 anni (Boyd et al., 2003; Kenny e Rees, 1994, 1996; Robinson et al., 2005; Van Daltsen e Essink, 1997). Van der Veer (1985) ha osservato che negli avallamenti creati dall'estrazione nelle sabbie dei fondali tidali a bassa dinamica nel mare di Wadden riempiti di fango, il recupero delle caratteristiche e della struttura delle comunità macrozoobentoniche può avvenire in tempi molto lunghi, e richiedere anche 15 anni. I risultati di questo studio supportano l'ipotesi di Van Daltsen et al (2000): il limitato impatto dell'intervento sulle caratteristiche fisiche del sedimento e le caratteristiche idrologiche e sedimentologiche nell'area delle sabbie relitte hanno probabilmente favorito un rapido recupero ed il ripristino in tempi brevi delle comunità caratteristiche dell'area delle sabbie relitte dell'Adriatico settentrionale.

Lo studio ha permesso di ottenere informazioni non solo per la valutazione delle conseguenze dell'estrazione delle sabbie relitte sull'ecosistema bentonico, ma anche per progettazione delle attività di monitoraggio di interventi analoghi. Innanzitutto, per separare gli effetti della variabilità naturale intra- ed interannuale da quelli dell'impatto, le campagne di monitoraggio devono essere ripetute più volte, sia prima che dopo l'estrazione delle sabbie il dragaggio (Underwood, 1994). Inoltre, per valutare nella completezza il processo di ricolonizzazione/recupero, le campagne di monitoraggio post-impatto devono essere eseguite fino a due 2-3 anni di distanza dall'intervento.

Ringraziamenti

Gli Autori desiderano ringraziare Giuseppe Montanari, Dino Pagan e Marco Paperini (Struttura Oceanografica Daphne, ARPA Emilia-Romagna). Lo studio è stato finanziato dalla Regione Emilia-Romagna (Convenzione tra Ingegneria Ambientale- ARPA Emilia-Romagna e Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia).

Bibliografia

- Boyd S.E., Limpenny D.S., Rees H.L., Cooper K.M. e Campbell S. (2003) - *Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the re-colonization of dredged sediments off the south-east coast of England (Area 222)*. Estuarine e Coastal Shelf Science, 57: 209-223.
- Boyd S.E., Limpenny D.S., Rees H.L. e Cooper K.M. (2005) - *The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging)*. ICES Journal of Marine

- Science, 62: 145-162.
- Boyd S.E., e Rees H.L. (2003) - *An examination of the spatial scale of impact on the marine benthos arising from marine aggregate extraction in the central English Channel*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 57: 1-16.
- Clarke K.R. e Warwick R.M. (2001) - *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2nd edition, Primer-E, Plymouth, UK.
- Galvan T., Vendramini A., Lazzarini R., Penzo P. e Pellizzato M. (2006) - *Impatto delle attività di dragaggio di sabbie costiere per fini di ripascimento sulla risorsa Callista chione L. e sulla comunità macrobentonica*. Biologia Marina Mediterranea, 12: 324-329.
- Gismondi M. e Rinaldi A. (2002) - *Minimi termici nell'alto Adriatico ed effetti sulla fauna ittica*. Arpa Rivista 2/02
- ICRAM (2001) - *Intervento di messa in sicurezza dei tratti critici del litorale emiliano romagnolo mediante ripascimento con sabbie sottomarine: caratterizzazione dell'area di prelievo in mare*. Relazione preliminare. ICRAM, Roma.
- Kenny A.J. e Rees H.L. (1994) - *The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos; early post-dredging recolonisation*. Marine Pollution Bulletin, 28(7): 442-447.
- Kenny A.J. e Rees H.L. (1996) - *The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos. Results 2 years post-dredging*. Marine Pollution Bulletin, 32: 615-622.
- Matteucci M. e Frascari F. (1997) - *Fluxes of suspended materials in the north Adriatic sea (po prodelta area)*. Water, Air and Soil Pollution, 99: 557-572.
- Newell R.C., Seiderer, L.J. e Hitchcock D.R. (1998) - *The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed*. Oceanography and Marine Biology Annual Review, 36: 127-178.
- Preti M. (2002) - *Ripascimento di spiagge con sabbie sottomarine in Emilia-Romagna*. Studi costieri, 5: 107-134.
- Preti M. (2002) - *Stato del litorale emiliano-romagnolo all'anno 2000*. Quaderni di Arpa, Arpa Linea Editoriale, Bologna, Italy.
- Robinson J.E., Newell R.C., Seiderer L.J. e Simpson N.M. (2005) - *Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea*. Marine Environmental Research, 60: 51-68.
- Sardà R., Pinedo S., Gremare A., e Taboada S. (2000) - *Changes in the dynamics of shallow sandy bottoms assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea*. ICES Journal of Marine Science, 57: 1446-1453.
- 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.
- Simonini R., Ansaloni I., Bonini P., Grandi V., Graziosi F., Iotti M., Massamba-N'Siala G., Mauri M., Montanari G., Preti M., De Nigris N. e Prevedelli D. (2007) - *Recolonization and recovery dynamics of the macrozoobenthos after sand extraction in relict sand bottoms of the Northern Adriatic Sea*. Marine Environmental Research, 64: 574-589
- Underwood A.J. (1994) - *On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances*. Ecological Application, 4: 3-15.
- Van der Veer H.W., Bergman M.J.N. e Beukema J.J. (1985) - *Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: effects on macrobenthic infauna*. Netherlands Journal of Sea Research, 19: 183-190.
- Van Dalen J.A., Essink K., Toxvig Madsen H., Birklund J., Romero J., e Manzanera M. (2000). *Differential responses of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean*. ICES Journal of Marine Science, 57: 1439-1445.
- Van Dalen J.A. e Essink K. (1997) - *Risk analysis of coastal nourishment techniques in the Netherlands (RI-ACON)*. National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ.
- Whang X.H. e Pinardi N. (2003) - *Modelling the dynamics of sediment transport and resuspension in the northern Adriatic Sea*. Journal of Geophysical Research, 107: 1-23.

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