



**IMPATTO E GESTIONE DELLA PESCA
IN MARE**



ANALISI DELLA PESCA A STRASCICO ENTRO TRE MIGLIA DALLA COSTA NEL COMPARTIMENTO MARITTIMO DI CHIOGGIA

Tratto da:

FROGLIA C., GIOVANARDI O., PICCINETTI C., 2000, "Valutazione dell'impatto sulle risorse biologiche della pesca a strascico entro le tre miglia", *Biologia Marina Mediterranea*, 7 (4): 106-111.

GIOVANARDI O., PRANOVI F., 1998, "Analisi della pesca a strascico entro le tre miglia dalla costa nel compartimento marittimo di Chioggia", *Biologia Marina Mediterranea*, 5 (3): 629-637.

La zona compresa entro tre miglia marine dalla costa è particolarmente importante per molte specie ittiche; ad esempio, quest'area è caratterizzata da un alto trofismo dovuto all'input di nutrienti provenienti dalla terraferma e in determinati periodi dell'anno essa rappresenta per molte specie la zona ove si concentrano i riproduttori e/o gli individui giovani, sessualmente immaturi, indipendentemente dal fatto che abbiano raggiunto o meno la taglia minima per la loro commercializzazione. Al fine di evitare il depauperamento delle specie di interesse commerciale, l'articolo 111 del Regolamento per l'esecuzione della Legge 963/1965 sulla disciplina della pesca marittima (D.P.R. N. 1639/1968) vieta la pesca a strascico all'interno della fascia costiera entro tre miglia nelle zone marine in cui la profondità delle acque è inferiore a 50 m, o entro 1 miglio se la profondità delle acque supera i 50 m, mentre non pone restrizioni per l'uso di reti da posta. Le argomentazioni a sostegno di questa norma sono riferite in genere sia ai danni causati alle uova deposte sul fondo dal passaggio della rete a strascico, sia alla necessità di tutelare i riproduttori e i giovani di molte specie oggetto di pesca. Quest'articolo, però, ha suscitato le proteste dei pescatori della fascia costiera adriatica, perché la pesca a strascico non risulterebbe, secondo loro, sempre dannosa, ma potrebbe essere permessa in alcuni periodi, in modo da favorire l'economia locale. Ciò sarebbe dovuto alla varietà dei fondali della fascia costiera italiana e alle differenze riscontrate nei popolamenti ittici presenti nei vari periodi dell'anno. Tali elementi hanno indotto alcuni organismi di ricerca a condurre studi sulle differenze stagionali delle comunità ittiche e dei macroinvertebrati presenti nelle zone costiere di maggior attività di pesca per una eventuale revisione della normativa attuale, che tenga maggiormente conto delle diverse realtà locali e delle eventuali ricadute economiche. Occorre infatti precisare che la maggioranza delle specie oggetto di pesca depone uova pelagiche; le uova bentoniche sono deposte solo da Gobidi, Aterinidi, Selaci ovipari e Cefalopodi. Il problema diventa rilevante per la costa adriatica, perché questa zona, per via della conformazione dei fondali e di peculiari caratteristiche ambientali, presenta un'ittiofauna particolarmente varia ed abbondante rispetto agli altri mari della costa italiana.

A seguito di varie ricerche, commissionate soprattutto dall'ex Ministero della Marina Mercantile, è stato valutato che per l'Alto Adriatico, nel periodo invernale, la pesca a strascico nella fascia delle tre miglia non sembra arrecare grossi danni, essendo l'ittiofauna composta prevalentemente da adulti di specie di piccola taglia, come ad esempio *Atherina boyeri* (latterino) e Gobidi. In relazione a tali caratteristiche, nel 1978 venne emanato un Decreto Ministeriale, in deroga all'art. 111 della Legge sulla pesca marittima, per la regolamentazione della pesca a strascico entro le tre miglia dalla costa nei compartimenti marittimi compresi tra Venezia e Rimini. L'autorizzazione era limitata ai natanti di stazza lorda non superiore a 10 t e potenza non superiore a 100 HP. Nel 1980, un nuovo Decreto Ministeriale elevava il limite di potenza a 250 HP e stabiliva il periodo di validità della deroga (da ottobre a giugno), che veniva estesa anche ai Compartimenti di Monfalcone e Trieste. Attualmente è in vigore il D.M. del 21/03/'90 che autorizza, dal 1° Aprile al 15 Giugno, la pesca alle seppie con il sistema a strascico entro 3 miglia dalla costa, a una distanza non inferiore ai 600 m per i Compartimenti di Venezia e Chioggia, ed a 1,5 miglia per quelli di Rimini, Ravenna, Monfalcone e Trieste, utilizzando reti di apertura di maglia non inferiore a 40 mm, purché prive di denti o catene metalliche. Nei Compartimenti marittimi di Trieste e Monfalcone le navi che per consuetudine hanno esercitato la pesca allo strascico entro tre miglia dalla costa sono autorizzate, senza limiti di stazza e potenza motore, a esercitare tale tipo di pesca secondo quanto stabilito dal D.M. 18/09/1989, n. 454, data la particolare conformazione della costa e delle acque prospicienti, nonché la delimitazione delle acque stesse tra l'Italia e la ex-Jugoslavia. Lo stesso decreto autorizza la pesca a strascico entro 3 miglia dalla costa dal Compartimento di Rimini a quello di Trieste dal 1 Novembre al 31 Marzo, con l'uso di reti aventi maglie di apertura non inferiore a 12 mm ad una distanza non inferiore a 1,5 miglia, a motopescecci fino a 10 TSL e potenza motore fino a 250 HP. Il D.M. del 10/12/90, n. 294, autorizza dal 1 novem-



bre al 28 febbraio (nei giorni feriali escluso il sabato), la pesca del latterino con il sistema a strascico entro le 3 miglia dalla costa, a una distanza non inferiore ai 600 m, nei Compartimenti da Rimini a Venezia, con navi di stazza non superiore alle 10 TSL e di potenza non superiore a 150 HP (fatta eccezione per le navi di stazza e potenza superiore che avevano esercitato tale pesca negli anni precedenti), utilizzando reti di apertura di maglia non inferiore a 12 mm (prive di denti o catene metalliche). Il D.M. 26/07/1995 (quindi successivo alla data di riferimento del 01/01/94 citata dal Regolamento Comunitario 1626/94, vedi oltre), ribadisce che i D.M. 18/09/'89, 21/03/'90 e 10/12/'90 sono applicabili alla pesca a strascico entro 3 miglia dalla costa nei Compartimenti da Rimini a Trieste. Inoltre, l'Ordinanza 74 del 21/12/'90 della Capitaneria di Porto di Chioggia autorizza la pesca a strascico, a una distanza non inferiore a 1,5 miglia con reti di apertura di maglia non inferiore a 12 mm, alle navi di stazza non superiore alle 10 TSL e di potenza non superiore a 250 HP dal 1 novembre al 31 marzo di ogni anno. In base all'art. 43 del trattato che istituisce la Comunità europea, il Regolamento Comunitario n. 1626/94 (Misure tecniche per la conservazione delle risorse della pesca nel Mediterraneo) tende ad assicurare un'adeguata gestione delle risorse alieutiche nel Mediterraneo, dal momento che queste ultime non sono state regolamentate a livello UE, perché le peculiarità di questo mare non permettono l'applicabilità delle norme di conservazione adottate per l'Atlantico e il Mar del Nord dal 1983. Occorre, infatti definire le taglie minime dei prodotti alieutici tipici del Mediterraneo, le dimensioni minime delle maglie e riservare una parte della fascia costiera agli attrezzi più selettivi utilizzati dalla piccola pesca. Tale regolamento si applica a qualsiasi attività di pesca esercitata nel territorio e nelle acque marittime del Mediterraneo ad Est del meridiano 5° 36' Ovest, soggetti alla giurisdizione degli Stati membri, ad eccezione delle lagune e degli stagni. Dal 01/01/2002 è vietato l'impiego di sciabiche da spiaggia, salvo diversa decisione del Consiglio, sulla scorta di dati scientifici che dimostrino che tali reti non danneggino le risorse. L'impiego delle reti da traino è vietato nella zona delle 3 miglia dalla costa - o dall'isobata di 50 m, qualora tale profondità venga raggiunta a distanza minore, indipendentemente dal sistema di traino o alaggio - salvo deroghe previste dalla normativa nazionale se la zona delle 3 miglia non fa parte delle acque territoriali degli Stati membri. Tuttavia, gli attrezzi di pesca attualmente utilizzati ad una distanza dalla costa inferiore a 3 miglia che in data 01/01/'94 sono conformi alla legislazione nazionale vigente possono continuare ad essere impiegati fino al 31/12/'98, tranne la rete da traino a coppia ("volante"), che può essere impiegata fino al 31/12/2002, fatta salva diversa decisione del Consiglio, che delibera a maggioranza qualificata su proposta della Commissione, sulla scorta di dati scientifici che dimostrino che l'impiego di tali reti non incide negativamente sulle risorse. Come deroga a quanto sopra menzionato, l'utilizzo delle draghe per la cattura dei molluschi è permesso a qualsiasi profondità e distanza dalla costa, a condizione che specie diverse dai molluschi non costituiscano un quantitativo superiore al 10% del peso totale della cattura globale. Viene proibita la pesca con reti da traino sopra le praterie di fanerogame marine. Le dimensioni minime delle maglie, secondo la procedura definita dal Regolamento (CE) n. 2108/84, sono fissate a 40 mm per le reti da traino e 14 mm per le reti da circuizione, salvo diversa decisione del Consiglio sulla scorta di dati scientifici che dimostrino che tali reti non danneggino le risorse. Per la pesca alle sardine e acciughe, la dimensione minima delle maglie delle reti da traino superficiali può essere ridotta a 20 mm se queste specie costituiscono almeno il 70% delle catture.

I prodotti alieutici sono considerati sotto misura se le loro dimensioni sono inferiori alle taglie minime specificate nell'Allegato IV del presente Regolamento, in conformità all'art. 5 (par. 2) del Regolamento (CE) n. 3094/86. I prodotti sotto misura non possono essere né tenuti a bordo, né commercializzati in alcun modo. I dati e le informazioni raccolte permettono di delineare un quadro della situazione della pesca a strascico praticata entro 3 miglia dalla costa nel Compartimento marittimo di Chioggia, relativamente al periodo Novembre-Marzo, quando questa "pesca speciale" è permessa dalla attuale normativa italiana. È emerso come questa risorsa è importante soprattutto per i pescherecci più piccoli. Le imbarcazioni più grandi, autorizzate nel periodo di deroga, in funzione dell'andamento meteomarinico e della resa della attività usuale di pesca a strascico su specie bersaglio situate in aree più al largo (es. moscardini) decidono di solito nel mese di dicembre e gennaio se cambiare rete e spostarsi sottocosta. In realtà anche in questo caso le loro catture totali giornaliere sono a volte piuttosto limitate. La percentuale di imbarcazioni che effettuano realmente in modo continuativo per almeno qualche settimana la pesca a strascico sottocosta nel periodo consentito dalla deroga è molto variabile di anno in anno, in funzione delle fluttuazioni delle specie bersaglio, in particolare del latterino e della seppia. Nelle ultime stagioni questo numero è oscillato intorno alla metà



del totale delle imbarcazioni autorizzate alla pesca del latterino con rete a maglia ridotta. Il cambio di rete può produrre notevoli variazioni sulle catture. Ad esempio alcuni pescatori affermano che con la rete da latterini (12 mm di maglia) la velocità di pesca è ridotta e si catturano minori quantità di quelle specie solitamente più abbondanti quando la velocità di pesca è più sostenuta. Un problema legato all'attività di pesca a strascico in deroga segnalato dai pescatori locali è dato dalla legislazione attuale, carente in qualche punto nel definire questa pratica. Succede a volte che in corrispondenza di controlli delle forze dell'ordine, queste osservino a bordo la presenza consistente di specie commerciali diverse da quelle per cui è motivata la deroga (latterino e seppie), non di rado multando i pescatori. D'altra parte è chiaro che questo tipo di pesca non può essere monospecifica ed è inevitabile la cattura di altre specie. È stato osservato che in genere l'incidenza media del latterino è stata almeno del 50 % in peso durante il periodo da noi esaminato. In alcuni casi si arriva oltre il 90 %. Va segnalato comunque che la rimanente parte delle catture è composta soprattutto da adulti di varie specie di gobidi, caratterizzate dalle piccole dimensioni, dal ciclo vitale breve e dalla maggior presenza sottocosta. Non sono osservabili forme giovanili. Nella laguna di Venezia è inoltre impiegata una rete a strascico di piccole dimensioni ("coccetta di porto" e con "ciocioli"), trainata da due imbarcazioni in aree poco profonde, particolarmente adatta per la cattura di "acquadelle", ma anche di Mugilidi, seppie, acciughe, ecc. Per queste imbarcazioni è molto importante la pesca del latterino che esse seguono nei suoi spostamenti, passando dalla cattura in laguna (fino a Novembre) alla pesca in mare appena la specie inizia a frequentare la zona costiera. È stata osservata l'estrema importanza che ha la fase lagunare per lo stock di *A. boyeri* (latterino). Quindi una qualsiasi azione di gestione deve necessariamente prendere le mosse soprattutto da tale ambiente. Da quanto emerge dai dati e dalle elaborazioni effettuate, non sembra che allo stato attuale vi siano dei rischi per la risorsa legati alla forma ed al livello di sfruttamento a cui è sottoposta. Sarebbe comunque opportuno, anche nell'ottica di un graduale avvicinamento allo spirito del Regolamento Comunitario, ridurre ulteriormente le dimensioni e la potenza dei motori ammessi alla deroga (attualmente 10 TSL e 150 HP, ma in realtà chi effettuava questa pesca prima dell'entrata in vigore del D.M. 18/09/'89 con motore fino a 250 HP continua tuttora ad esercitarla: si tratta del 59% delle imbarcazioni autorizzate a Chioggia). Ciò in considerazione anche del limitato uso che le imbarcazioni più grandi fanno della deroga e del fatto che queste possono operare più al largo, spesso con maggior profitto; come è noto, questa possibilità operativa non è applicabile alle imbarcazioni minori.

L'insieme dei dati delle analisi genetiche sottolinea l'importanza per il latterino dei flussi di scambio tra mare ed ambienti lagunari e l'utilità del rimescolamento per la conservazione della biodiversità genetica.

Nel periodo Aprile-Giugno la specie bersaglio della pesca a strascico entro 3 miglia è la seppia, che viene a riprodursi sottocosta. Questa attività è permessa fino a 600 m dalla costa ma esiste un notevole conflitto con gli operatori che usano le nasse e le reti fisse. Anche questa attività è fortemente variabile in funzione delle fluttuazioni annuali della specie, ma nel Compartimento di Chioggia è attivamente effettuata. Tale argomento è stato affrontato in particolare dalle altre 2 UU.OO. afferenti al gruppo di ricerche sulle "Pesca entro 3 miglia dalla costa in Adriatico" finanziate, su richiesta della D. G. Pesca e Acquacoltura, nell'ambito del IV Piano Triennale. In generale la pesca delle seppie con reti a strascico sottocosta presenta alcuni problemi che rendono difficile la giustificazione di tale attività.





IL RUOLO ECOLOGICO DEGLI *SCAVENGERS* (“SPAZZINI”) POTENZIALI NEGLI ECOSISTEMI SFRUTTATI DALL’ATTIVITÀ DI PESCA

Tratto da:

RAICEVICH S., PRANOVI F., LIBRALATO S., GIOVANARDI O. “The ecological role of potential scavengers in exploited ecosystems”, Poster presentato al Simposio internazionale “*Quantitative ecosystem indicators for fishery management*” (ambito UNESCO, SCOR, PICES), 31 marzo – 3 aprile 2004, Parigi.

Gli “*scavengers*” (organismi spazzini) potenziali, possono essere definiti come quelle specie che sono in grado di nutrirsi di organismi danneggiati o morti, e mostrano un’elevata plasticità trofica (specie opportuniste). A causa dell’elevato disturbo causato dalla pesca sul comparto bentonico, le comunità interessate in modo cronico da tale attività sono spesso dominate dalle specie spazzine. In tale ambito è possibile ipotizzare che esse ricoprano un ruolo ecologico di rilievo. A loro volta gli *scavengers* potenziali subiscono l’azione di disturbo della pesca, e il declino o la crescita di queste popolazioni è quindi regolato dal *trade-off* tra i maggiori costi energetici associati al danneggiamento subletale ed alla mortalità diretta, ed i vantaggi energetici relativi alla possibilità di nutrirsi dello scarto della pesca.

Allo scopo di verificare questa ipotesi abbiamo considerato le attività di pesca demersale nel bacino italiano più disturbato da tale attività, il Nord Adriatico. In questo come negli altri bacini italiani vi è una cronica carenza di serie storiche che descrivano l’attività di pesca a lungo termine, in particolare rispetto allo scarto della pesca. Abbiamo quindi considerato le statistiche relative allo sbarcato commerciale del maggiore porto di tale area (Chioggia) focalizzando la nostra attenzione su due popolazioni di gasteropodi, *Hexaplex trunculus* e *Bolinus brandaris*, che rappresentano *scavengers* potenziali con una bassa vulnerabilità al disturbo della pesca, essendo protetti da un nicchio (conchiglia) molto robusto e presentando un’elevata resistenza alle fasi di esposizione all’aria. Considerando la serie storica dello sbarcato commerciale dal 1955 al 2002 (Fig. 1A), queste due specie hanno mostrato una forte resistenza allo sfruttamento della pesca, mantenendo, e persino aumentando la loro abbondanza relativa (Fig. 1B) ed assoluta (Fig. 1C) in condizioni di elevato sfruttamento nella maggior parte del periodo considerato, mentre è osservabile un

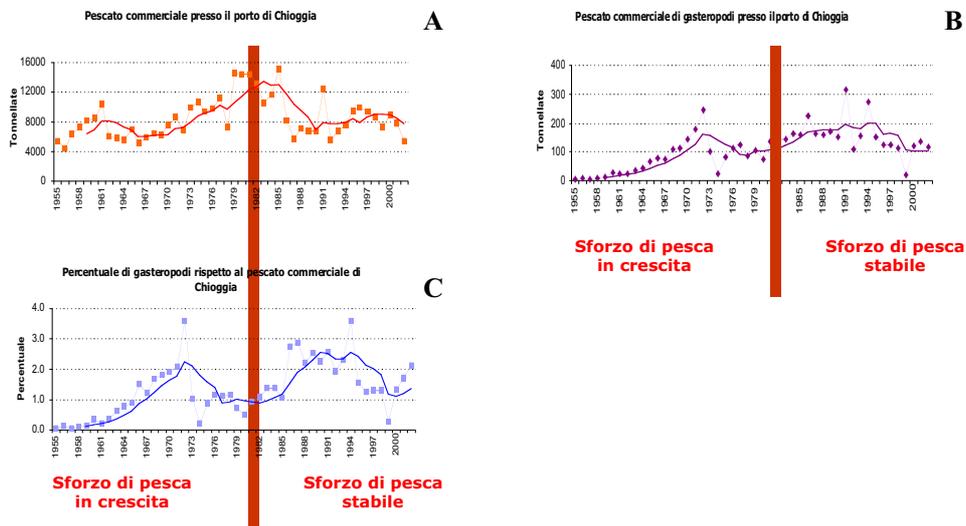


Figura 1. Catture commerciali presso il porto di Chioggia nel periodo 1955-2002. Valori totali (A); catture di gasteropodi (B); percentuale di gasteropodi sulle catture totali (C). La linea spezzata rappresenta i dati relativi ad ogni anno; la linea continua rappresenta la media mobile calcolata ogni 5 anni.

declino negli ultimi 5 anni. Allo scopo di considerare eventuali cambiamenti occorsi nella comunità bentonica del Nord Adriatico sono stati comparati i dati di alcune campagne di campionamento realizzate nel 1948 (Karlovac, 1956) e nel 1982 (Simunovic *et al.*, 1999) a dati da noi raccolti mediante campagne sperimentali svoltesi nel 2002. I risultati evidenziano nel recente passato una netta riduzione del rapporto scarto/pescato commerciale e della dispersione di questo parametro (Fig. 2). Quanto sopra, può essere attribuito al fenomeno di banalizzazione della comunità bentonica che è stato indotto dal disturbo della pesca.

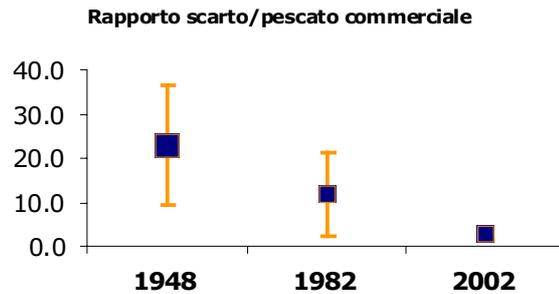


Figura 2. Rapporto tra scarto e pescato commerciale (media \pm deviazione standard) nel Nord Adriatico negli anni 1948, 1982, 2002.

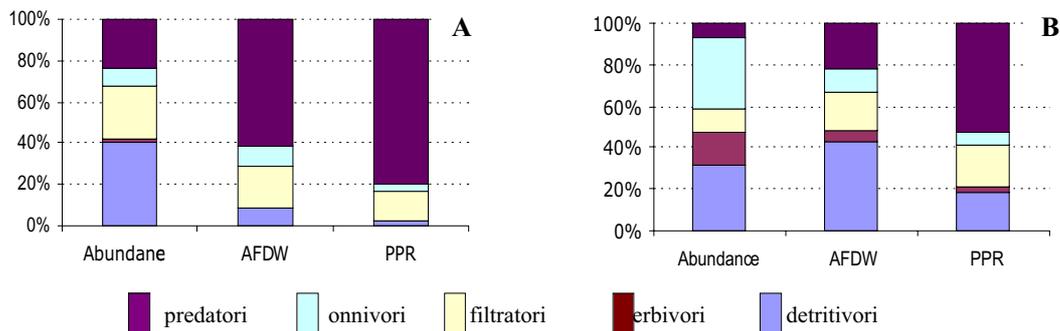


Figura 3. Composizione percentuale dello scarto della pesca espressa come gruppi trofici nel 1982 (A) e 2002 (B) in termini di abbondanza (Abundance), biomassa secca senza ceneri (AFDW) e produzione primaria necessaria per sostenere tale biomassa (PPR).

Infatti, oltre il 50% delle specie caratteristiche e preferenziali che erano state descritte da Gamulin-Brida (1974) e raccolte da A. Simunović nel 1982 non sono state rinvenute in diverse biocenosi analizzate nelle campagne del 2002. Il confronto tra i dati di composizione dello scarto relativi al 1982 ed al 2002, in termini di gruppi trofici (Fig. 3), evidenzia come i gruppi dei predatori e filtratori si siano ridotti in importanza percentuale mentre detritivori e omnivori siano incrementati. Considerando la composizione dello scarto a livello specifico, si evidenzia che i cambiamenti osservati sono determinati dalla scomparsa o riduzione in importanza delle specie più vulnerabili. Ad esempio, sono assenti nello scarto i filtratori di grande dimensione (ad es. il porifero *Geodia* sp.) mentre nel gruppo dei predatori la specie dominante *Liocarcinus depurator* (Crustacea: Brachyura) è stata in buona parte sostituita da organismi quali gli anomuri o paguri (ad es. *Paguristes oculatus*), che presentano una bassa vulnerabilità al disturbo della pesca grazie alla protezione offertagli dal nicchio. I dati di sbarcato e di scarto osservati confermano che in ecosistemi estremamente sfruttati come il Nord Adriatico le popolazioni di *scavengers* potenziali sono in grado di sopportare un'elevata pressione di pesca. Questo processo può portare alla dominanza di questo gruppo nella comunità bentonica come indicato dai dati relativi al 1982. Il netto cambio nella composizione trofica osservato nel 2002 potrebbe essere quindi riferito al disturbo cronico della pesca. La persistenza di questa fonte di disturbo ecologico può quindi indurre una riduzione della complessità della rete trofica e promuovere la catena del detrito. Questa tendenza è confermata dalla diminuzione del livello trofico medio dello scarto, che è decresciuto dal 1982 al 2002 (rispettivamente 2,72 e 2,45).

Bibliografia

- GAMULIN-BRIDA H., 1974. Biocoenoses benthiques de la Mer Adriatique. *Acta Adriatica*, 15: 1-103.
- KARLOVAC O., 1954. Station list of the M.V. "Hvar" fishery – biological cruises 1948-1949. *Izsv. Inst. Oceanogr. Ribarst. Split*, 1(3): 1-177.
- SIMUNOVIĆ A., 1999. Quantitative and qualitative investigations of the benthic communities in the areas of mobile bottoms of the Adriatic Sea. *Acta Adriatica*, 38 (1): 77-197.

LO STATO DELL'ECOSISTEMA: INFERENZE DAI DATI DI SBARCATO COMMERCIALE A CHIOGGIA

Tratto da: PRANOVI F., RAICEVICH S., LIBRALATO S. "The ecosystem state: inferences from the landings data", poster presentato al simposio internazionale "Quantitative ecosystem indicators for fishery management", 31 marzo – 3 aprile 2004, Parigi.

Una delle caratteristiche di maggior rilievo di un indicatore è che esso deve essere basato su una serie storica esistente di dati tali da permetterne una opportuna applicazione. In tale ambito, le statistiche relative alle catture commerciali della pesca rappresentano una fonte facilmente accessibile di dati, sebbene essi siano affetti da una serie di errori come la vendita illegale di pescato e pressioni diverse sulle specie commerciali legate alle dinamiche dei prezzi. Sono stati quindi considerate le serie storiche di sbarcato del porto di Chioggia (1945-2001), che può essere considerato come rappresentativo delle catture relative ad un'ampia area sfruttata nel Nord Adriatico corrispondente all'area di pesca della marineria di Chioggia (Fig. 1).

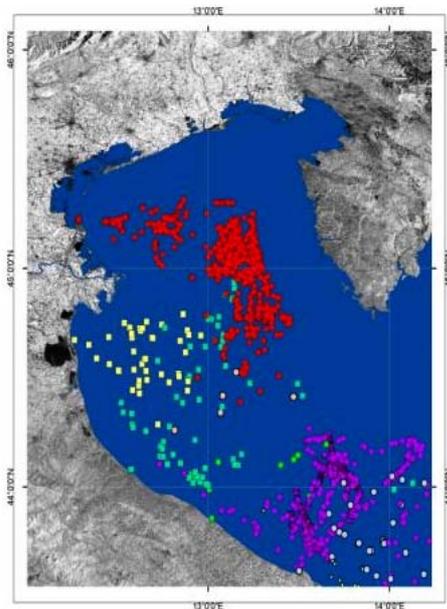


Figura 1. Distribuzione dello sforzo di pesca in Nord Adriatico nei primi tre mesi del 2004. I dati sono relativi alle posizioni acquisite mediante blue box (sistema di tipo GPS adottato a bordo dei pescherecci di lunghezza maggiore di 24 m). In rosso sono evidenziati i dati relativi a pescherecci commerciali appartenenti alla marineria di Chioggia.

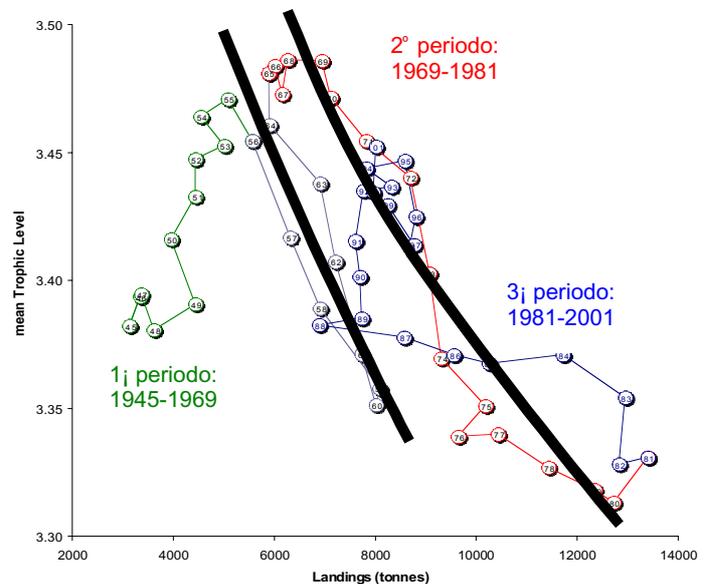


Figura 2. Relazione tra Livello trofico medio e catture commerciali presso il porto di Chioggia. I tre periodi individuati sono evidenziati nei diversi colori: 1° periodo (1945-1969): verde; 2° periodo (1969-1981): rosso; 3° periodo (1981-2001): blu. Le due curve di regressione r rappresentano la stima dell'efficienza di trasferimento rispettivamente per il 1° e 2° periodo, in entrambi i casi stimata in circa il 19,5%. LEGENDA A: mean trophic level = livello trofico medio, landings = catture commerciali (tonnellate).

In questo studio, abbiamo considerato l'insieme delle specie catturate in mare aggregate in 10 gruppi affini per caratteristiche ecologiche. Per ciascuna specie è stato stimato il livello trofico (TL) mediante applicazione del software "Trophlab" (Pauly *et al.*, 2000a), impostando la composizione della dieta in funzione di dati locali non pubblicati o considerando dati forniti da "Fishbase" (www.fishbase.org). La serie storica del pescato è stata usata per elaborare un insieme di indicatori (Figg. 2 e 3): il livello trofico medio delle catture (mTL); il "Fishing in Balance index" (FIB), che permette di valutare le fasi di espansione o contrazione della pressione di pesca e della capacità portante dell'ecosistema sfruttato (Pauly *et al.*, 2000b); la produzione primaria richiesta (PPR), che è una misura dell'energia richiesta per sostenere la pesca (Pauly and Christensen, 1995); l'efficienza di trasferimento (TE), che misura l'efficienza del trasferimento dell'energia a livello di ecosistema (Pauly and Palomares, in stampa); il rapporto tra organismi pelagici e demersali sbarcati (P/D), che dovrebbero fornire informazioni sull'arricchimento in nutrienti del bacino (Caddy, 2000). Questi

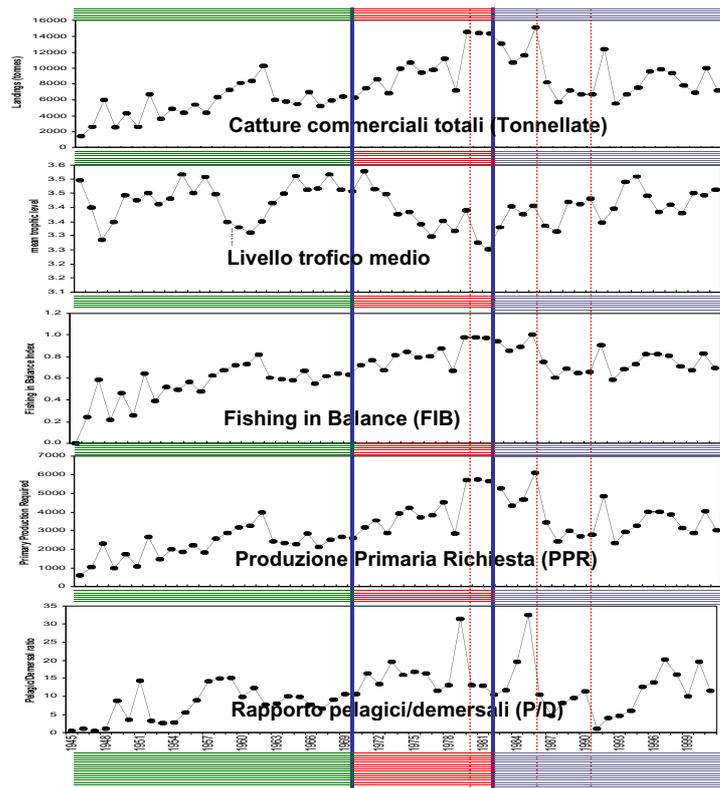


Figura 3. Indicatori derivati dalle statistiche di pescato commerciale del porto di Chioggia (1945-2001) per la valutazione dello stato dell'ecosistema Nord Adriatico: catture commerciali totali; livello trofico medio; Fishing in Balance (FIB); Produzione Primaria Richiesta (PPR); Rapporto Pelagici/Demersali (P/D). I tre periodi individuati sono evidenziati in verde (1945-1969), rosso (1969-1981) e blu (1981-2001).

indicatori sono stati utilizzati per descrivere le forze che guidano la dinamica dell'ecosistema del nord Adriatico nel tempo, permettendo di identificare tre periodi diversi. Primo periodo, 1945-1969: si evidenzia una crescita dei nutrienti ed aumento della pressione di pesca, con un effetto del tipo *bottom-up* in cui i cambiamenti sono notevoli (vedi periodo 1955-1965) ma sembrano essere reversibili. Secondo periodo, 1969-1981: sforzo di pesca relativamente stabile o in crescita, con presenza di crisi distrofiche (ad esempio anossia nelle zone di fondale) e forte decrescita del livello trofico medio del pescato. Terzo periodo, 1981-2001: decrescita delle catture commerciali e lenta crescita del livello trofico medio, con una fase di recupero lento. Sulla base di queste analisi, è possibile ipotizzare che tra il secondo ed il terzo periodo sia avvenuto un cambiamento nell'equilibrio dinamico dell'ecosistema considerato.

Bibliografia

- CADDY, J.F. (2000), "Marine catchment basin effects versus impacts of fisheries on semi-enclosed seas", *ICES Journal of Marine Science*, 57, 628-640.
- PAULY, D. AND CHRISTENSEN, V. (1995), "Primary Production required to sustain global fisheries", *Nature*, 374, 255-257.
- PAULY, D., FROESE, R., SA-A, P.S., PALOMARES, M.L., CHRISTENSEN, V. AND RIUS, J. (2000a), "*TrophLab Manual*". ICLARM, Manila, Philippines.
- PAULY, D., Christensen, V. and Walters, C. (2000b), "Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impacts on marine ecosystems", *ICES J. Mar. Sci.*, 57, 697-706.
- PAULY, D., CHRISTENSEN, V., DALSGAARD, J., FROESE, R. AND TORRES, F.JR. (1998), "Fishing down marine food webs", *Science*, 279, 860-863.

LA PESCA A STRASCICO IN ALTO ADRIATICO E L'UTILIZZO DEL *SIDE SCAN SONAR* QUALE POSSIBILE STRUMENTO PER LA VALUTAZIONE DELLO SFORZO

Tratto da: RAICEVICH S., DA PONTE F., PRANOVI F., GIOVANARDI O., 2002, *Biologia Marina Mediterranea*, 9 (1): 217-219

Nell'attuale stato di crisi delle risorse alieutiche a livello globale (Caddy, 1999) e nell'ambito della ricerca di nuove strategie gestionali, una notevole importanza riveste la possibilità di ottenere dati attendibili sullo sforzo di pesca esercitato su una determinata area e/o risorsa. Infatti, la comprensione dei processi indotti da tale attività (si pensi ad esempio all'alterazione delle comunità bentoniche) è strettamente legata ad una precisa conoscenza della distribuzione dello sforzo di pesca (Craeymeersh *et al.*, 2001). Inoltre, solo possedendo queste informazioni è possibile mettere in atto adeguate strategie gestionali, valutandone successivamente l'efficacia.

Tutto ciò risulta ancor più necessario in zone soggette ad elevata pressione di pesca, quali ad esempio il bacino dell'alto Adriatico (Ardizzone, 1994), dove è presente una intensa attività con attrezzi a strascico quali la "coccia" ed il "rapido", nonché con draghe idrauliche. Ad esempio, la sola pesca con il rapido (un attrezzo ad elevato impatto dotato di una bocca rigida con una fila di denti metallici che 'interagiscono' con il sedimento) è in grado di coprire tutte le aree commerciali disponibili almeno 8 volte in un anno (Raicevich, dati non pubblicati). Con questo lavoro ci si è proposti di valutare l'efficacia dei rilievi acustici acquisiti mediante *Side Scan Sonar* (SSS) per una valutazione indipendente dello sforzo di pesca tramite l'identificazione e la quantificazione delle tracce lasciate sul fondo dal passaggio di attrezzi a strascico. I rilievi mediante SSS sono stati effettuati nell'estate 2000 nell'area del litorale veneziano compresa tra il porto di Piave Vecchia (prof. 16 m) e la bocca di porto di Lido (prof. 11 m). Le acquisizioni sono state realizzate utilizzando la fine del fermo biologico come 'tempo zero' e monitorando le aree sfruttate in momenti successivi, dopo 2 e 15 giorni. Prove condotte in precedenza 'seguendo' pescherecci commerciali durante le normali operazioni di pesca, o operando all'interno di zone interdette all'attività di pesca mediante delle cale sperimentali (Pranovi *et al.*, 2000) hanno permesso di verificare che il rapido e la coccia lasciano delle firme acustiche chiaramente rilevabili tramite SSS. In particolare, si è osservato che un singolo passaggio di rapido è rilevabile per almeno tre mesi su sedimento sabbioso (prof. 24 m) e per circa un mese su sedimento fangoso (prof. 16 m). I rilievi subacquei hanno confermato la presenza di un leggero 'solco' con rilievi ondulati lungo i lati nel primo caso, mentre su sedimento fangoso hanno

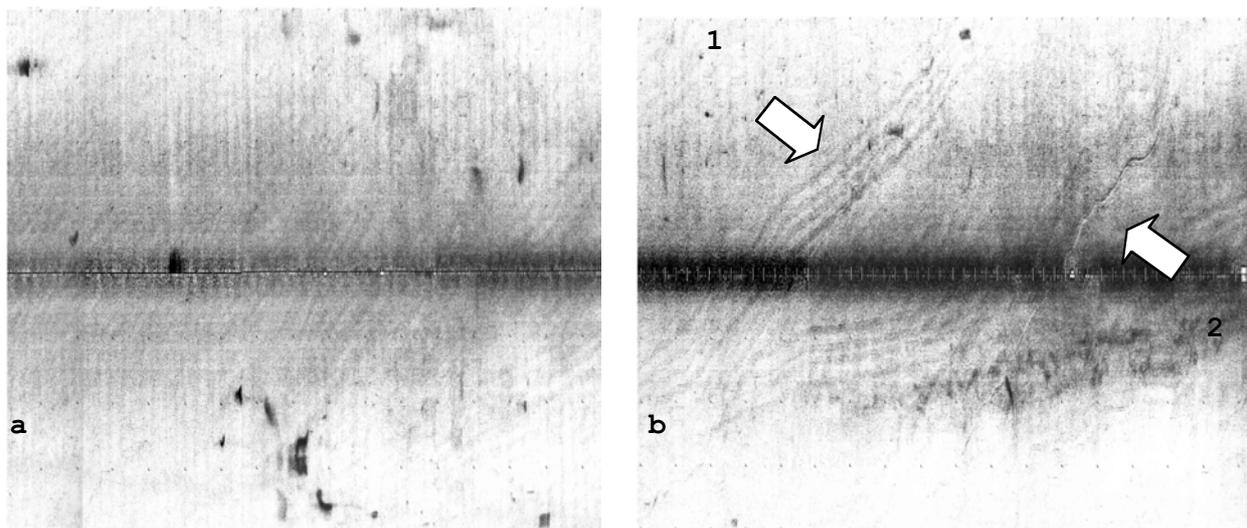


Fig. 1 – Immagini ottenute mediante SSS nei pressi della Bocca di Porto di Lido durante il fermo biologico (a) e due giorni dopo la ripresa delle attività di pesca (b). 1: firma acustica di quattro rapidi; 2: firma acustica di un divergente.



evidenziato un solco maggiormente definito. Nelle aree commerciali è stato possibile verificare come la firma acustica del rapido sia facilmente distinguibile per la presenza di 4 tracce parallele della larghezza di circa 3 m corrispondenti al numero di attrezzi trainati da ciascun peschereccio (fig. 1b). La cocchia è invece riconoscibile per il solco più stretto lasciato da ciascun divergente. In figura 1 sono riportati, a titolo di esempio, alcuni particolari dei rilevamenti effettuati durante e 2 giorni dopo la fine del fermo biologico nei pressi della bocca di porto di Lido (sedimento fangoso, prof. 11 m). Dall'analisi di tutte le immagini acquisite risulta evidente lo sfruttamento cui è sottoposta l'area dopo soli 2 giorni di attività commerciale: si evidenzia infatti la presenza di almeno 5 nuovi passaggi con rapido e di 3 segnali corrispondenti ai divergenti delle cocce. Le stime effettuate indicano quindi che circa il 40% dell'area considerata (800x200 m) è stata esplorata da attrezzi a strascico.

I risultati ottenuti confermano, come affermato da altri autori (cfr. Newton e Stefanon, 1975), le potenzialità dell'utilizzo dell'*acoustic remote sensing* come strumento per una valutazione indipendente dello sforzo di pesca.

Le immagini acquisite consentono di quantificare con sufficiente precisione la superficie esplorata da attrezzi a strascico quali rapido e cocchia. La rilevabilità del solco sembra essere influenzata dal tipo di sedimento e di battente d'acqua presenti, ma ulteriori verifiche devono essere condotte anche allo scopo di valutare l'influenza delle condizioni meteomarine, come ad esempio eventi di tempesta. La scala di applicazione sembra essere compatibile con quella dell'attività di pesca commerciale, consentendo così un esame attendibile dell'estensione del disturbo provocato dalla pesca a strascico sull'habitat bentonico. La realizzazione di campagne di monitoraggio tramite SSS su aree intensamente sfruttate dall'attività di pesca a strascico appare, dunque, uno strumento utile per la quantificazione dello sforzo, l'analisi della sua distribuzione e la comprensione delle modificazioni indotte sull'ambiente.

Bibliografia

- ARDIZZONE G.D. (1994) - An attempt of a global approach for regulating the fishing effort in Italy. *Biol. Mar. Med.*, **1**: 109-113.
- CADDY J.F. (1999) - Fisheries management in the twenty-first century: will new paradigms apply? *Rev. Fish. Biol. Fish.*, **9**: 1-43.
- CRAEYMEERSCH J.A., PIET G.J., RUIJSDORP A.D., BUIJS J. (2001) - Distribution of macrofauna in relation to the micro-distribution of trawling effort. In: KAISER M.J. E DE GROOT S.J. (eds), *Effects of fishing on non-target species and habitats*: 187-197.
- NEWTON R.S., STEFANON A. (1975) - Application of Side-Scan Sonar in Marine Biology. *Mar. Biol.*, **3**: 287-291.
- PRANOVI F., RAICEVICH S., FRANCESCHINI G., FARRACE M.G., GIOVANARDI O. (2000) - 'Rapido' trawling in the Northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 517-524.





LE *TEGNÙE* DI CHIOGGIA: VALUTAZIONE DELL'IMPATTO DELLA PESCA A STRASCICO CON METODI ACUSTICI E SISTEMI INFORMATICI

Tratto da:

FRANCESCHINI G., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., PRANOVI F., MANZUETO L., 2003, "Le "tegnùe" di Chioggia: valutazione dell'impatto della pesca a strascico con metodi acustici e sistemi informatici", *Chioggia, Rivista di Studi e ricerche*, 23: 93-101.
FRANCESCHINI G., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., PRANOVI F., 2002, "The use of *side scan sonar* as a tool in coastal zone management", *Littoral 2002*, EUROCOAST/EUCC, Porto, Portugal: 11-14.

Le aree costiere del pianeta sono interessate da alti livelli di disturbo di origine antropica, essendo siti favorevoli per importanti attività commerciali ed industriali. Tra queste, la pesca professionale è considerata come una delle più diffuse fonti di stress, potendo introdurre significativi cambiamenti diretti ed indiretti all'ecosistema marino (Jennings e Kaiser, 1998). Nell'ambito della Gestione Integrata della Zona Costiera (GIZC) ciò sta attirando un'attenzione crescente sugli effetti della pesca, orientata soprattutto a trovare delle strategie che ne mitigano l'impatto sull'ambiente e ne rendano sostenibile l'esercizio.

Attualmente tra gli strumenti più promettenti nella GIZC vi sono le Aree Marine Protette (AMP) e le Zone di Tutela Biologica (ZTB), viste come misure necessarie nella gestione di ecosistemi marini pesantemente sfruttati dalla pesca, in considerazione della loro dimostrata efficacia in termini di conservazione degli habitat e della biodiversità, due elementi che si riflettono sul reclutamento delle specie ittiche e, quindi, sulle catture nelle aree adiacenti (Guénette *et al.*, 1998; Roberts *et al.*, 2001).

Per rendere efficaci tali strumenti è però necessaria una conoscenza quanto più approfondita riguardante i meccanismi che regolano l'ecosistema, la localizzazione delle aree sfruttate e l'intensità dello sforzo di pesca. Tra queste ultime possiamo annoverare senz'altro le tecniche cosiddette di *remote sensing* come il *Side-scan Sonar* (SSS) - sonar a scansione laterale - che può restituire una descrizione accurata della topologia e morfologia del fondo marino su vasta scala al punto da poter fornire, attraverso il conteggio delle tracce lasciate dagli attrezzi di pesca a strascico, una stima quantitativa dello sforzo di pesca in una determinata area (Newton e Stefanon, 1975; Stefanon, 1985; Service e Magorrian, 1997; Service, 1998; Schwinghamer *et al.*, 1998; Raicevich *et al.*, 2002). Tra i mari italiani, l'Adriatico Settentrionale è quello sottoposto allo sforzo di pesca più elevato (Ardizzone, 1994) ed i pescherecci commerciali, per la maggior parte equipaggiati con reti a strascico, rapidi e draghe idrauliche, sfruttano principalmente le risorse demersali. A questo concorre la morfologia del bacino, una vasta distesa di fondali sabbiosi e fangosi posti a modesta profondità (in media 30 m e comunque <50 m), interrotta localmente da alcuni sporadici affioramenti rocciosi chiamati "trezze" o "tegnùe" dai pescatori veneti (Boldrin, 1979). Tali affioramenti costituiscono degli habitat rocciosi a struttura tridimensionale ed hanno un ruolo riconosciuto nel sostenere la biodiversità (Mizzan, 1992). Essi forniscono riparo a molte specie commercialmente importanti, contribuendo, di conseguenza, a prevenire il collasso di tali risorse giunte in taluni casi al sovrasfruttamento (Caddy, 1999). A circa 4,5 Km in direzione sud-est dal Porto di Chioggia esiste una vasta area caratterizzata da tali aggregati rocciosi, nota da tempo ai pescatori, e che oggi fa parte, insieme ad altre tre aree più piccole, della ZTB delle "Tegnùe di Chioggia". Istituita dal Ministero per le Politiche Agricole e Forestali e recepita con un'ordinanza dalla Capitaneria di Porto di Chioggia nell'agosto 2002, vi è vietata qualunque attività di pesca, sia sportiva che professionale (per ulteriori informazioni si rimanda al sito web <http://www.tegnue.it>).

L'area di studio è stata indagata nel mese di agosto 2001 per mezzo di un *Side-scan sonar*, trainato in una serie di cale parallele effettuate a partire dal lato dell'area più sottocosta. Le immagini digitali acquisite sono state processate direttamente a bordo grazie ad un sistema integrato con personal computer. Una volta a terra, l'insieme dei tracciati è stato esaminato per l'interpretazione geomorfologica e montato poi al computer in un "mosaico", così da ottenere una visione complessiva della morfologia delle *tegnùe*. L'analisi dei segnali acustici ha permesso di distinguere i vari tipi di substrato presenti nell'area e di ottenere una mappa digitale con i contorni di ognuno. Per i nostri scopi, essendo questo lavoro orientato alla determinazione dello sforzo di pesca, è stata presa in considerazione solamente la distinzione tra il substrato dominante nell'area (peliti sabbiose) ed il resto (con-



crezioni organogene e detrito conchigliare e bioclastico). Il mosaico è stato infine georeferenziato ed importato in un GIS (*Geographical Information System*) insieme alla mappa digitale delle aree delle *tegnùe*. Un GIS consiste in un software capace di gestire database, associandolo a immagini di mappe, carte nautiche, foto aeree, ecc. (nel nostro caso, il mosaico dei tracciati SSS) in un contesto georeferenziato, vale a dire dove ogni elemento è caratterizzato da coordinate espresse in un sistema di riferimento scelto secondo convenienza. Il software impiegato permette anche di effettuare misure sugli elementi inseriti: dalla mappa digitale delle aree delle *tegnùe* abbiamo quindi estratto il perimetro e la superficie delle varie strutture.

Tra le tracce di attrezzi da pesca identificate nei vari tracciati SSS, quelle lasciate dal “rapido” erano senz’altro le più numerose e facilmente identificabili rispetto ad altri segni (pesca con rete “coccia”, ancore) di più difficile attribuzione. In questo lavoro, quindi, ci siamo concentrati solo sulle prime. Per poter dare un’indicazione della localizzazione dello sforzo di pesca (quante singole tracce di “rapido” in quali parti delle *tegnùe*), ci siamo avvalsi del GIS descritto in precedenza, creando una griglia di 84 celle di 500x500 m (0,25 Km²) e sovrapponendola al mosaico in modo da coprire la maggior superficie possibile. Conoscendo le coordinate dei vertici di ciascuna cella e quelle di ognuna delle tracce dei “rapidi” è stato infine possibile attribuire ad ognuna un conteggio di passaggi dovuti alla pesca professionale.

Sono state identificate e digitalizzate 43 strutture principali, di forma variabile, disposte in una sorta di arcipelago il cui asse è orientato approssimativamente NO-SE (Fig. 1). Gran parte (88,4%) delle strutture affioranti dal fondo (fino a 0,1 km² di superficie) è costituita da “isole” che hanno un perimetro fino a 2 km (ma l’80% di essi ha in media poco più di 300 m) e che, relativamente al totale degli

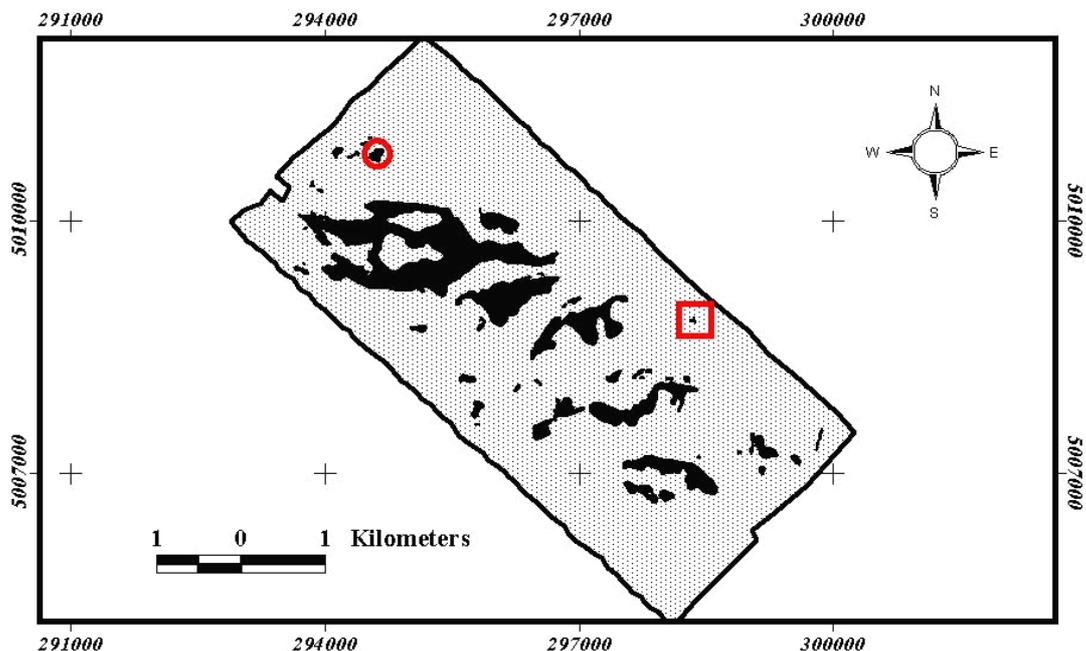
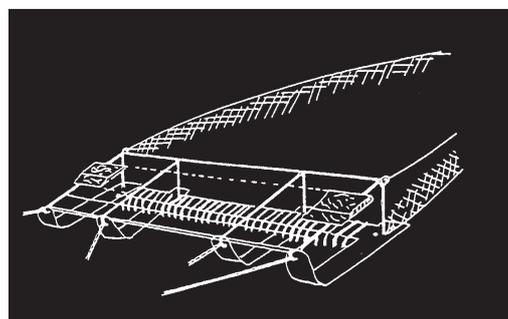
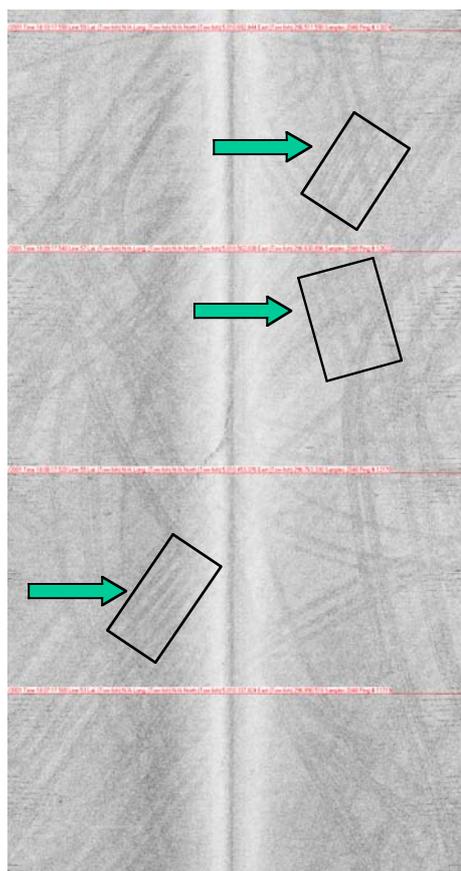


Fig. 1 - Aree delle *tegnùe* digitalizzate dal mosaico Side-scan Sonar. Il cerchio evidenzia la posizione della stazione dei campionamenti riportati in Appendice del lavoro originale da cui è tratta questa sintesi (Franceschini et al., 2003), il quadrato le tracce residue dei piloni di una piattaforma per la ricerca del metano.

affioramenti, occupano un’area di meno di 0,5 Km², vale a dire poco più del 15% della superficie delle *tegnùe*. Questa è anche la parte più esposta e sensibile all’impatto della pesca, essendo ubicata al margine dei pochi elementi più grandi, in zone facilmente accessibili agli attrezzi. Il restante 11,6% occupa quasi l’85% della superficie totale ed è caratterizzato soprattutto dalla presenza di un’unica grande struttura dal perimetro superiore ai 10 Km e dall’area di più di 1 Km². Tutti i tracciati SSS hanno rivelato la presenza di tracce di origine antropica sui fondali esaminati, più o meno numerose, almeno alle due estremità rappresentate dai lati corti dell’area. Le più facili da identificare sono state quelle lasciate dal “rapido”, un attrezzo per la pesca a strascico molto comune nella Marineria di Chioggia: le trac-



Schema della struttura di un "rapido"

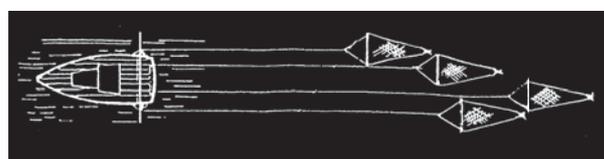
Imbarcazione commerciale in pesca,
trainante 4 "rapidi"

Fig. 2 - . Il "rapido": struttura schematica, modalità di pesca e particolare di un tracciato SSS. A lato: particolare di un tracciato SSS con chiari segni di pesca. Le frecce ed i box evidenziano passaggi con due e quattro attrezzi.

ce erano infatti disposte a coppie o a gruppi di 4 (Fig. 2), ciascuna larga quanto l'attrezzo reale (3 m circa). L'impatto della pesca con il "rapido" all'interno dell'area indagata è mostrato nella Fig. 3. Come si può vedere, tracce di pesca con questo attrezzo sono state osservate su gran parte del substrato che circonda le *tegnùe* stesse: in un raggio di 500 m dagli affioramenti sono state conteggiate in media fino a 40 tracce di "rapidi" ed in alcuni casi sono stati evidenziati dai tracciati SSS alcuni segni di pesca a meno di 40 m dalle rocce. Ci sono due zone dove lo sforzo di pesca è più intenso, localizzate a Nord e a Sud-Est delle *tegnùe* prese nel loro insieme. In tali aree sono stati conteggiate dagli 86 ai 130 passaggi, con punte maggiori di 130 nella cella più a nord della griglia. Da alcuni studi effettuati sull'impatto degli attrezzi da pesca (Pranovi *et al.*, 2000; Raicevi? *et al.*, 2002) è emerso che, nel caso del "rapido", le tracce rimangono visibili al SSS da un mese (su substrato fangoso) a tre mesi (su substrato sabbioso). Data la natura mista fangoso-sabbiosa dei fondali che circondano le *tegnùe*, possiamo dedurre in prima approssimazione dalla nostra "fotografia" (il mosaico SSS) scattata ai primi di agosto 2001 (a fermo biologico iniziato) che la stima di impatto descritta sia un'integrazione delle attività di pesca nei due mesi precedenti (giugno-luglio).

Da un punto di vista scientifico, il materiale esaminato e la mappa della distribuzione dello sforzo di pesca sono un valido punto di partenza per la pianificazione di futuri campionamenti subacquei, slitte equipaggiate con telecamere e/o ROV (veicoli sottomarini teleguidati) mirati ad approfondire lo studio della biodiversità e l'analisi dell'impatto della pesca. In tal modo sarebbe possibile distinguere con precisione le tracce della pesca sportiva (segni lasciati dalle ancore, ad esempio) da quelle della pesca professionale e, tra queste ultime, quelle appartenenti ad attrezzi diversi, nonché per quanto tempo esse rimangano visibili in funzione del tipo di sedimento (sabbioso, sabbiofangoso, fangoso, ecc.). In prospettiva, le informazioni ottenute in questo studio sono importanti come base per la gestione: la mappa elaborata rappresenta infatti un riferimento per l'elaborazione di strategie atte a fronteggiare le problematiche connesse con l'impatto della pesca nelle vicinanze di aree in vario grado protette, come, ad esempio, la scelta del tipo di protezione da adottare e la

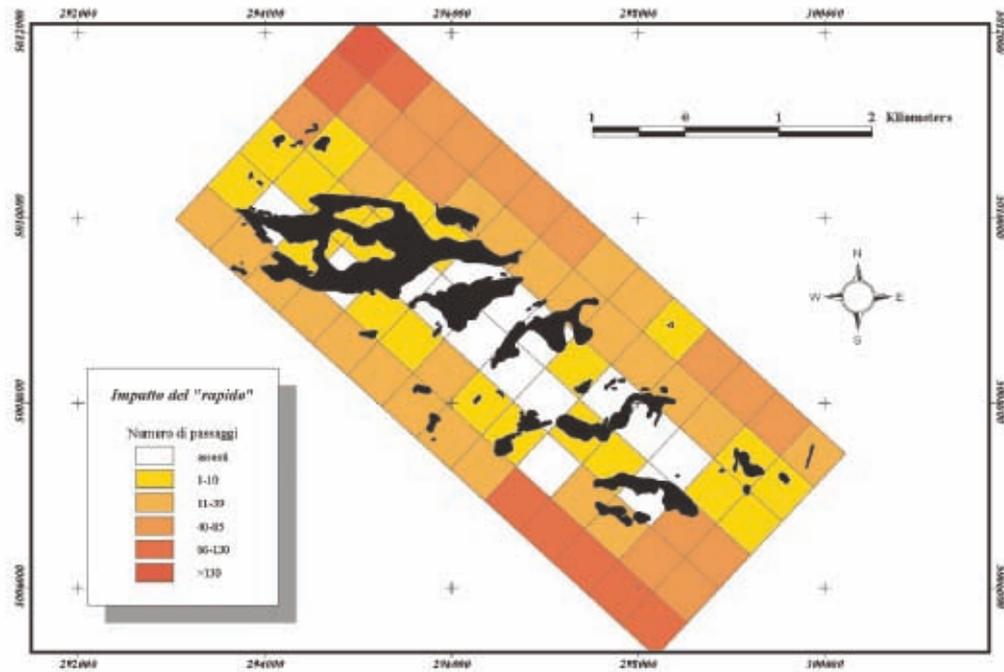


Fig. 3 – Rappresentazione dell'impatto della pesca con il "rapido" nell'area delle tegnùe. Ogni cella corrisponde ad una area di 500 x 500 m.

determinazione ed allocazione di aree di rispetto, la verifica della loro efficacia nel tempo, la scelta nel posizionamento di boe per la segnalazione della ZTB stessa e di ancoraggio per imbarcazioni da ricerca e turistiche (immersioni a scopo ricreativo).

I risultati di questa ricerca, infine, potrebbero essere impiegati sia per pianificare una serie di attività scientifiche mirate ad approfondire le conoscenze generali sulle *tegnùe* (distribuzione delle biocenosi bentoniche di fondi duri e mobili, parametri idrologici fondamentali) che ad utilizzarne il potenziale biologico, indirettamente ma sicuramente testimoniato dall'elevato sforzo di pesca osservato, ad esempio con esperimenti sul ripopolamento di specie commerciali pesantemente sfruttate.

Bibliografia

- ARDIZZONE, G.D. 1994. An attempt of a global approach for regulating the fishing effort in Italy. *Biol. Mar. Med.*, **1**: 109-113.
- BOLDRIN, A. 1979. "Aspetti ecologici delle formazioni rocciose dell'Alto Adriatico". Atti Conv. P.F. Oceanografia, CNR, Roma.
- CADDY, J.F. 1999. Fisheries management in the twenty-first century: will new paradigms apply? *Rev. Fish. Biol. Fish.*, **9**: 1-43.
- GUÉNETTE, S., LAUCK, T. & CLARK, C. 1998. Marine reserves: from Beverton and Holt to the present. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **8**: 251-272.
- JENNINGS, S. & KAISER, M.J. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, **43**: 201-351.
- MIZZAN, L. 1992. Malacocenosi e faune associate in due stazioni adriatiche a substrati solidi. *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia*, **41**: 7-54.
- NEWTON, R.S. & STEFANON, A. 1975. Application of Side Scan Sonar in marine biology. *Marine Biology*, **3**: 287-291.
- PRANOVICH, F., RAICEVI?, S., FRANCESCHINI, G., FARRACE, M.G. & GIOVANARDI, O. 2000. "Rapido" trawling in the Northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 517-524.
- RAICEVICH, S., DA PONTE, F., PRANOVI, F., & GIOVANARDI, O. 2002. La pesca a strascico in alto adriatico e l'utilizzo del side scan sonar quale possibile strumento per la valutazione dello sforzo. *Mar. Biol. Medit.*, **9** (1): 217-219.
- ROBERTS, C.M., BOHNSACK, J.A., GELL, F., HAWKINS, J.P. & GOODRIDGE R. 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science*, **294**: 1920-1923.
- SCHWINGHAMER, P., GORDON, D.C., ROWELL, T.W., PRENA, J., MCKEOWN, D.L., SONNICHSEN, G. & GUIGNÉ, J.Y. 1998. Effects of experimental otter trawling on surficial sediment properties of a sandy-bottom ecosystem on the Grand Banks of Newfoundland. *Conservation Biology*, **12**: 1215-1222.
- SERVICE, M. 1998. Monitoring benthic habitats in a marine nature reserve. *Journal of Shellfish Research*, **17** (5): 1487-1489.
- SERVICE, M. & MAGORRIAN, B.H. 1997. The extent and temporal variation of disturbance to epibenthic communities in Strangford Lough, Northern Ireland. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, **77**: 1151- 1164.
- STEFANON, A. 1985. Marine sedimentology through modern acoustical methods: I. Side Scan Sonar. *Bollettino di Oceanologia Teorica ed Applicata*, Vol. III, 1.

APPROCCIO ECOSISTEMICO ALLO STUDIO DELLA PESCA IN ALTO ADRIATICO: UN MODELLO SPAZIO-TEMPORALE PER VALUTARE GLI EFFETTI DELLE AREE RIFUGIO E DELLE ZONE DI TUTELA BIOLOGICA

Tratto da:

ZUCCHETTA M., LIBRALATO S., PASTERS R., PRANOVI F., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., 2002. Approccio ecosistemico allo studio della pesca in alto Adriatico: utilizzo di un modello spazio-temporale. Presentato al 3° Convegno Nazionale sulle Scienze del Mare organizzato dal CONISMA a Bari

ZUCCHETTA M., LIBRALATO S., A. GRANZOTTO, F. PRANOVI, S. RAICEVICH, P. TORRICELLI, 2003. Modelling Approach for the Evaluation of the Efficacy of MPA in the Northern Adriatic Sea. Proc. 6° Intern. Conf. on Medit. Coastal Environm., MEDCOAST'03, 7-11 Ottobre 2003, Ravenna, Vol. 1: 433-444

La pesca in Adriatico, bacino semichiuso, è caratterizzata da multi-specificità delle catture e dall'utilizzo di diversi attrezzi che consentono variazioni stagionali delle aree di pesca in funzione delle abbondanze differenziali delle diverse specie commerciali. Nell'alto Adriatico questa caratteristica di pesca semi-industriale e flessibile è inserita in un contesto caratterizzato dalla costa occidentale bassa e sabbiosa e da ampie aree di piattaforma con profondità media ridotta e con substrato mobile, utilizzate per la pesca a strascico. La costa orientale invece è prevalentemente alta e rocciosa, spesso di difficile accesso per lo sfruttamento commerciale, in particolare per lo strascico. La vicinanza di due ambienti costieri così diversi rende possibile un effetto simile a quello descritto da John Caddy come *refugium paradigm*, proposto per spiegare alcune peculiarità dello sfruttamento delle risorse in ambiente mediterraneo. Stessa funzione di aree rifugio, anche se di dimensioni ridotte, può essere ipotizzata per gli affioramenti rocciosi (*tegnùe*) presenti sulla piattaforma occidentale, oggetto a tutt'oggi di studi per la creazione di aree marine protette. Tali aree potrebbero, dunque, rivelar-

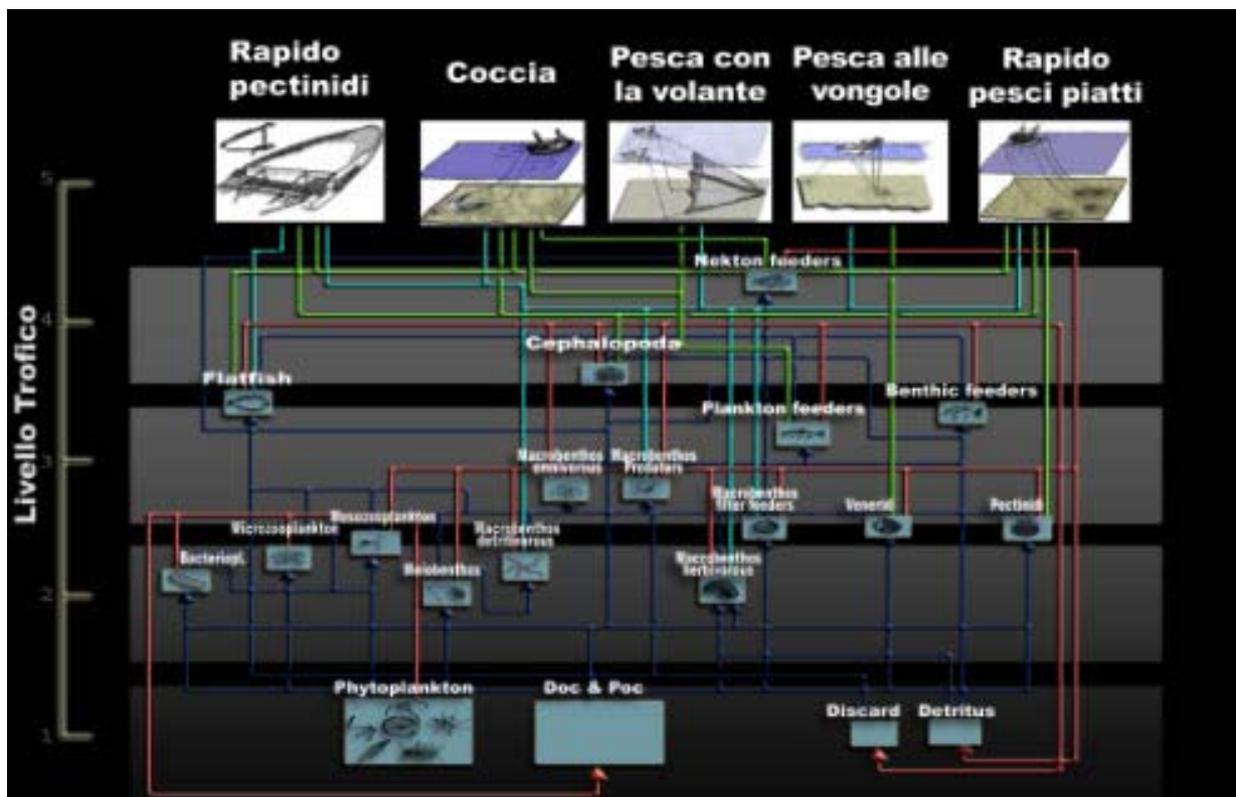


Fig. 1 - Rappresentazione della rete trofica del Nord Adriatico: i diversi gruppi sono disposti per livello trofico (scala a sinistra) e connessi tra loro da flussi di predazione (in blu), da flussi al detrito (in rosso) e dal prelievo della pesca (in verde per i gruppi bersaglio, in azzurro per quelli scartati).

Nekton feeders = pesci piscivori; flatfish = pesci piatti; plankton feeders = pesci planctivori; benthic feeders = pesci bentivori; macrobenthos omnivorous = macrobenthos onnivoro; macrobenthos predators = macrobenthos predatore; macrobenthos detritivorous = macrobenthos detritivoro; macrobenthos filter feeders = macrobenthos filtratore; macrobenthos herbivorous = macrobenthos erbivoro; bacteriopl. = batterioplancton; discard = scarto.



si importanti per la ricostituzione di stock ittici particolarmente sfruttati e attualmente prossimi all'esaurimento. Allo scopo di studiare la pesca dell'Adriatico settentrionale mediante un approccio ecosistemico è proposto l'utilizzo di un modello a bilancio di massa, realizzato con il software *Ecopath*, per rappresentare la catena trofica e lo sfruttamento delle risorse alieutiche (fig. 1).

Gli effetti diretti ed indiretti sull'ecosistema delle diverse attività di pesca (coccia, rapido, draga idraulica e volante) sono stati valutati simulando variazioni dello sforzo di pesca con la routine *Ecosim* che costituisce la parte dinamica del modello. I risultati ottenuti allo stato stazionario consentono di quantificare il massimo pescato sostenibile (MSY) e la massima resa economica (MEY). Le elaborazioni permettono inoltre di valutare gli effetti delle variazioni dello sforzo di pesca sul pescato, misurato attraverso il livello trofico medio delle catture, e sull'ecosistema nel suo complesso utilizzando indici di qualità globale.

Utilizzando Ecospace, il modello dinamico è stato applicato ad una griglia spaziale rappresentativa dell'alto Adriatico consentendo la descrizione della distribuzione delle specie e delle abbondanze in funzione dei diversi habitat marini (fig. 2). Descrivendo le attività di pesca nello spazio e rappresentando le aree non strascicabili (come i fondali rocciosi) è stato possibile valutare l'effetto rifugio operato dalle *tegnùe*. Allo stesso modo, rappresentando nel modello delle zone di interdizione alla pesca attorno ai substrati rocciosi, sono stati valutati gli effetti conseguenti alla costituzione di Aree Marine Protette (AMP) o Zone di Tutela Biologica (ZTB), in pratica le cosiddette *No Take Zones*. Sono stati simulati diversi scenari di definizione di ZTB: le simulazioni spaziali sono state effettuate non imponendo variazioni sullo sforzo di pesca e su altre funzioni forzanti, ma incrementando progressivamente la dimensione delle ZTB. I risultati sono stati valutati analizzando le variazioni delle biomasse nell'ecosistema. I migliori effetti ottenuti da questa indagine preliminare sarebbero raggiunti da ZTB di dimensioni medie (almeno 7 celle da 16 Km² l'una): ulteriori incrementi produrrebbero solo piccoli benefici addizionali. Per i dettagli si veda il lavoro pubblicato su *Medcoast*'03.

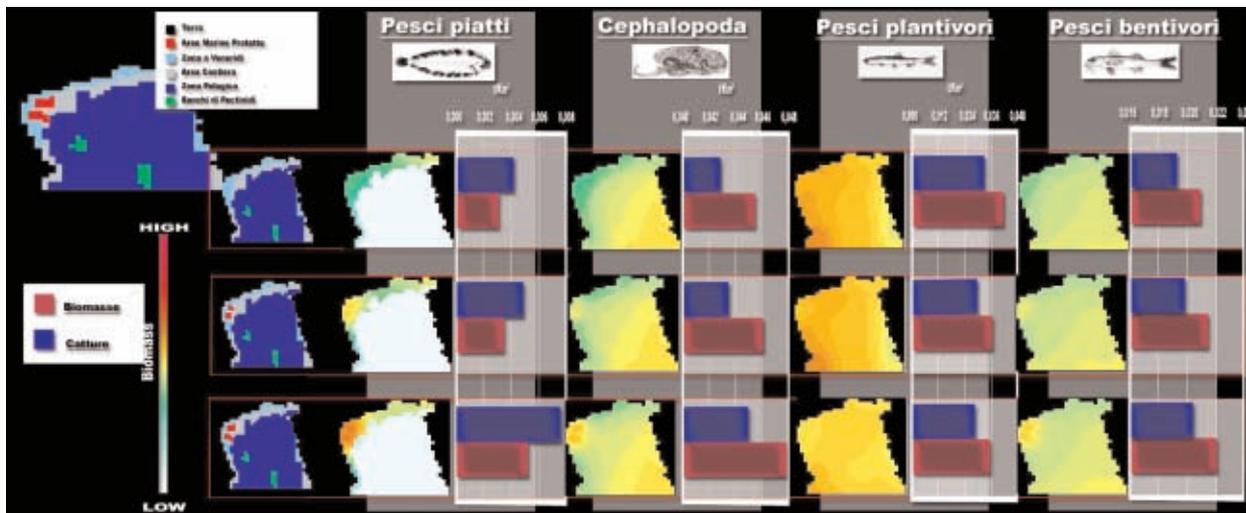


Fig. 2 - Risultati della simulazione spaziale, dove il Nord Adriatico è rappresentato da una griglia di 30 X 30 celle, attraverso la definizione di diverse tipologie di ambienti (in alto a sinistra). Per i tre scenari esplorati (senza Aree Marine Protette, con Aree Marine Protette di piccole dimensioni e con Aree Marine Protette di dimensioni maggiori) sono riportati gli effetti sulla biomassa totale e sulle catture di quattro gruppi trofici.



L'ALIMENTAZIONE OPPORTUNISTICA DEL TURSIOPE (DELFINIDAE, *TURSIOPS TRUNCATUS*) PRESSO LE RETI A STRASCICO E DA POSTA NELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE

Tratto da:

CASALE M., 2001 "Interactions between trammel net and bottlenose dolphins: the case of Gulf of Venice (Northern Adriatic Sea - Italy)", Poster presentato alla *14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals*, Vancouver (Canada). Society for Marine Mammalogy

CASALE M., GIOVANARDI O., 2001 "Alimentazione opportunistica di *Tursiops truncatus* presso le reti a strascico: osservazioni in un'area del Nord Adriatico", 5° Conv. Naz. Cetacei e Tartarughe marine. Monte Argentario, 6-9 dicembre 2001.

Le interazioni pesca-cetacei sono sicuramente una questione di crescente interesse per il mondo scientifico internazionale. Un aspetto di questo problema riguarda le attività d'alimentazione di varie specie di delfini presso le attrezzature da pesca, sia da posta che a strascico. Le implicazioni che muovono gli studiosi a capire la dinamica del fenomeno spaziano dallo studio dei motivi che inducono i mammiferi marini ad adottare questo comportamento alimentare (ad es. impoverimento degli stock ittici per eccessiva pressione di pesca), alla valutazione del danno economico sofferto dagli operatori della pesca. Il fenomeno è diffuso ampiamente nel mondo (Schlais, 1984; Kasuya, 1985b; Corkeron *et al.*, 1990; Silvani *et al.*, 1992; Broadhurst, 1998; Casale *et al.*, 1999), ed è presente anche nei mari italiani (Consiglio *et al.*, 1992; Cannas *et al.*, 1994; Marini *et al.*, 1995; Mazzola *et al.*, 1995; Lauriano *et al.*, in stampa; Tringali *et al.*, in stampa). Quindi, mediante imbarchi sul M/P commerciale "Pipeta" adibito alla pesca a strascico con rete operante sul fondo (coccia) e mediante interviste ai pescatori, tra febbraio e marzo 2001 sono stati raccolti dati sul grado d'interazione esistente tra delfini e pesca a strascico nel compartimento marittimo di Fano (PU) su un'area di oltre 2000 km². Durante il tempo necessario per effettuare ciascuna cala, la superficie di mare sovrastante la rete a strascico era sorvegliata, per verificare la presenza o meno dei tursiopi; i dati considerano solamente le operazioni di pesca compiute durante le ore diurne, poiché l'oscurità notturna rende impossibile qualsiasi verifica a distanza della presenza dei cetacei. Durante i due mesi d'indagine sono state analizzate 40 cale, per un totale di 3305 ore (durata media di ciascuna cala: 80'; min = 60' – max = 110'). Ben 29 cale registrano la pre-

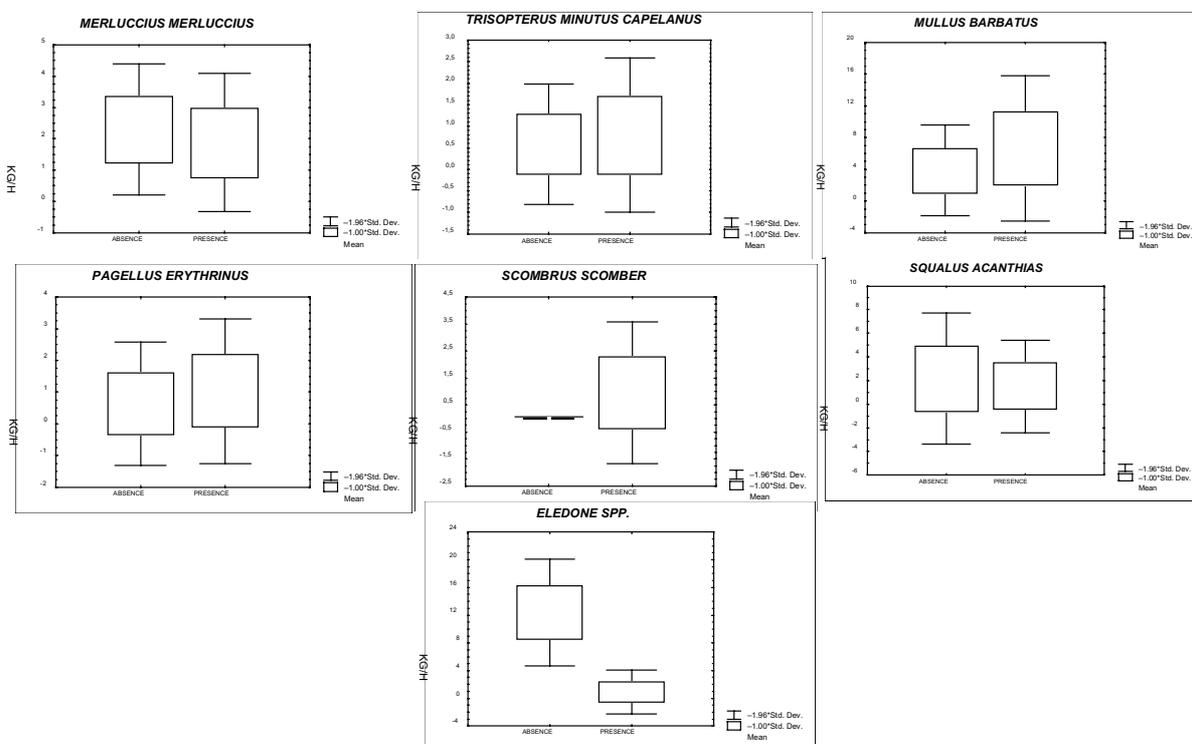


Fig. 1 – Grafici box and whisker che rappresentano la media dei valori osservati (Mean), la deviazione standard ($\pm 1.00 * Std. Dev.$; entità della variabilità delle misurazioni) e 1,96 volte la deviazione standard ($\pm 1.96 * Std. Dev.$; forchetta entro cui dovrebbe ricadere il 95% dei dati) in assenza (absence) e presenza (presence) dei tursiopi.



senza di *T. truncatus* nei pressi della rete a strascico. La rete a strascico ha catturato oltre 20 specie commerciali (tra pesci ossei e cartilaginei, molluschi e crostacei); di queste, le principali sono: triglie (*Mullus barbatus*; 24,5%), moscardini (*Eledone* spp.; 20,8%), spinaroli (*Squalus acanthias*; 13,4%), merluzzi (*Merluccius merluccius*; 9,6%), pagelli fragolino (*Pagellus erythrinus*; 4,1%), sgombri (*Scomber scombrus*; 3,3%) e mormore (*Trisopterus minutus capelanus*; 3,1%). Un semplice confronto fra le catture medie delle 7 specie più abbondanti riportate dallo strascico (espresse in kg/h), mette in risalto il moscardino quale specie maggiormente influenzata dalla presenza dei tursiopi, con una media di catture in presenza di delfini nettamente inferiore rispetto a quelle avvenute in loro assenza (fig. 1). La quantità totale di moscardini pescata nelle 40 cale corrisponde a 215 kg, di questi solo il 16% catturato durante le 29 sessioni di pesca svolte con delfini a seguito dello strascico.

Il test statistico non parametrico di Mann-Whitney conferma questa tendenza, eleggendo il moscardino come la specie bersaglio della predazione dei tursiopi durante le interazioni con il peschereccio da noi esaminato. Lo sgombro invece ha mostrato una lieve tendenza ad essere maggiormente catturato dall'attrezzo quando i delfini sono presenti rispetto a quando non ci sono; si tratta però di una specie scarsamente rappresentativa, considerato l'attrezzo di pesca in questione. Durante l'indagine è stato osservato esclusivamente *T. truncatus*, confermando quanto riportato da Bearzi *et al.* (2000) sulla pressoché esclusiva presenza del tursiopo in alto Adriatico. Sono stati osservati individui singoli, ma anche branchi composti sino di 14 esemplari (media=5,65; mediana=4). Sulla base di quanto osservato, i tursiopi seguono il peschereccio durante tutte le operazioni di pesca, restando nei pressi della rete a strascico. Per tutta la durata della cala, i delfini effettuano immersioni prolungate, presumibilmente per andare a catturare le prede in prossimità del fondo.

La distanza dall'imbarcazione ha, però, reso vano qualsiasi calcolo dei tempi d'immersione. Frequentemente però, durante le operazioni di recupero della rete, l'intero branco si avvicinava al peschereccio nuotando nelle vicinanze fino a quando lo strascico non era calato nuovamente in mare, per continuare poi a nuotare nelle sue vicinanze. L'avvicinarsi dei delfini al peschereccio ha permesso di rilevare la presenza di giovani esemplari, soprattutto nei branchi più numerosi. Da quanto osservato, sembra che *T. truncatus* sfrutti l'attività di pesca a strascico per la cattura di una specie target, il moscardino. Probabilmente è la facilità di cattura a condurre i tursiopi a concentrare la loro attività predatoria su di un'unica specie. Infatti, secondo quanto documentato da Broadhurst (1998) i tursiopi che si alimentano sulle reti a strascico, una volta raggiunto il fondo nuotano nei pressi dell'estremità del sacco (*codend*) e usando il rostro, forzano le maglie allargando i fori senza peraltro rompere la rete. In questo modo possono sfilare la preda che sta all'interno del sacco. L'operazione evidentemente è maggiormente facilitata nella cattura dei molluschi cefalopodi che possono già sporgere dal sacco con i tentacoli e, grazie al loro corpo molle, essere agevolmente sfilati tra le maglie della rete. Sebbene i bran-

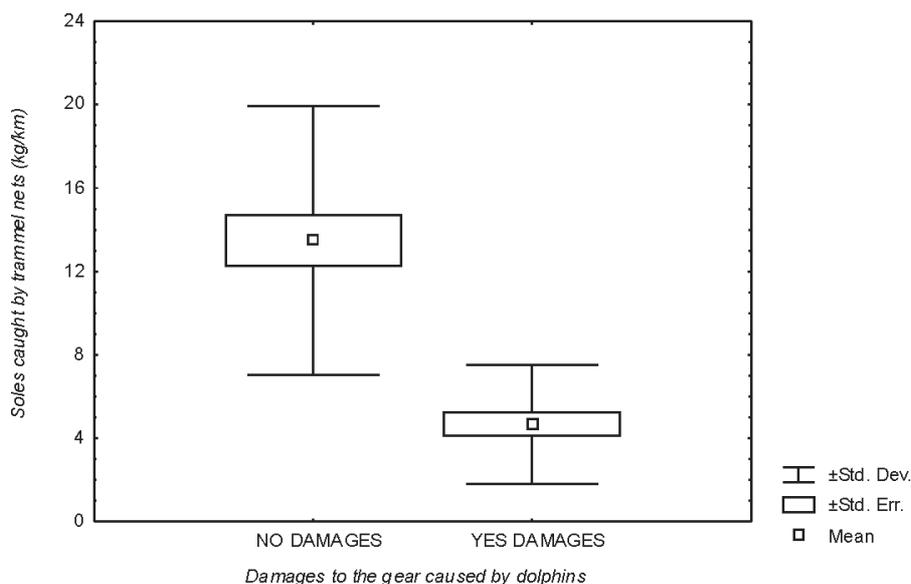


Fig. 2 – Grafico box and whisker in cui sono rappresentati la media (Mean), l'errore standard (\pm Std. Err.; entità dell'incertezza associata alla media) e la deviazione standard (\pm Std. Dev.; entità dell'incertezza associata alle misurazioni) in presenza (yes damages) e in assenza (no damages) di danni alle reti provocati da tursiopi (asse orizzontale). Sull'asse verticale sono misurati i quantitativi di sogliole in kg/km.



chi siano composti anche da giovani individui e quindi presumibilmente poco esperti nell'attuare questa particolare tecnica alimentare, raramente è stato catturato accidentalmente un cetaceo (secondo quanto affermato dai pescatori di Fano, ma anche d'altri porti italiani). Questo avvalorava la tesi che l'attività alimentare dei tursiopi si compie prevalentemente nei pressi del sacco terminale e non presso l'apertura della rete. È presumibile che esistano dei reali benefici per i delfini dall'interazione con le attività di pesca; alimentarsi dalle reti a strascico permetterebbe ai tursiopi di accedere al cibo con poco sforzo, limitando i consumi energetici altrimenti spesi nella ricerca di prede naturalmente disperse nell'ambiente. Va tuttavia rilevato che l'eccessiva pressione di pesca può contribuire ad incentivare l'attività alimentare dei delfini sugli attrezzi, sia strascico che da posta. Sulla base dei dati raccolti in questo studio è prematuro, a nostro avviso, fare una stima economica delle perdite subite dai pescatori, tuttavia è palese che l'azione alimentare del tursiopo può incidere consistentemente sull'economia degli operatori della pesca. Attualmente i pescatori si difendono da questo fenomeno in due modi: il primo allontanandosi dall'area di pesca in cui sono presenti dei delfini, il secondo passando in vicinanza di un'altra imbarcazione a strascico nella speranza che il branco di tursiopi segua questo nuovo peschereccio e abbandoni il precedente.

Sempre nel mare Adriatico, più a Nord, nel compartimento di Caorle (VE) si è studiata l'interazione tra la pesca delle sogliole (*Solea vulgaris*) con attrezzi statici e i tursiopi. L'attività di pesca alla sogliola con le reti da posta si avvia alla fine di settembre e si conclude alla fine di gennaio; è intrapresa con reti lunghe in media 3,76 km (formate da pezze di 25 m) che si alzano dal fondale di 80-110 cm e rimangono in esercizio per 15-24 ore. Le sogliole rappresentano circa il 70% in peso delle catture commerciali, composte principalmente da: palombi (*Mustelus mustelus*), caponi (*Trigloporus lastoviza*), merlani (*Merlangius merlangus*) e seppie (*Sepia officinalis*). L'interazione tra i delfini e la pesca artigianale interesserebbe unicamente la marineria di Caorle, ma a sentire i pescatori locali i tursiopi interagiscono anche con altri attrezzi da pesca a strascico, ma causerebbero unicamente la sottrazione di parte del pescato senza danneggiare le reti come invece accade con gli attrezzi statici. I dati trattati provengono sia dalla compilazione di questionari da parte dei pescatori (3 imbarcazioni) sia da osservazioni dirette dei ricercatori (1 imbarcazione) nel periodo che va ottobre 2000 a gennaio 2001. L'insieme dei quattro pescherecci ha totalizzato 56 giorni di attività di pesca; in circa la metà di questi sono stati registrati danni alle reti causati da cetacei e solo il 27% dei complessivi 1816 kg di sogliole è stato pescato in presenza di danni alle reti. Anche se il test di Mann-Whitney non ha evidenziato alcuna differenza significativa tra la quantità di sogliole pescate (kg/km) in presenza ($U=29$; $Z=1,33$; $p>0,05$) e in assenza ($U=19$; $Z=1,31$; $p>0,05$) dei tursiopi, risulta, invece, evidente la differenza tra il pescato medio in presenza e in assenza di danni alle reti causati dai cetacei, rispettivamente 4,67 e 13,49 kg/km (Fig. 2). Infatti il test indica differenze significative tra i due quantitativi ($U= 65,5$; $Z= 5,35$; $p<0,001$). Durante il giorno le sogliole rimangono nascoste nel sedimento riducendo al minimo i movimenti per mimetizzarsi ed evitare i predatori; durante la notte invece assumono un ruolo più attivo e cercano le prede di cui si alimentano. Di conseguenza, accade che è proprio durante la notte che le reti fanno il maggior numero di catture ed è proprio di notte che i delfini nuotano vicino alle reti per alimentarsi delle sogliole impigliate. Questo spiega perché c'è relazione statistica tra le catture di sogliola e la presenza dei danni ma non con la presenza dei delfini, che si cibano non visti dai pescatori. Considerando 35 giorni di pesca effettiva tra ottobre 2000 e gennaio 2001 e un prezzo medio al chilogrammo della sogliola di 14,7 € (che ha oscillato tra 9,30 e 20,10 €) si è stimata, applicando un modello già utilizzato da Lauriano *et al.* (in stampa), una perdita economica prossima a 9000 € per imbarcazione. A questi devono aggiungersi i costi di manutenzione delle reti; i pescatori preferiscono non rammendare i buchi, ma attendere e sostituire quando necessario intere pezze da 25 m di rete (al costo di circa 34 € l'una). Attualmente l'intero Mediterraneo ha raggiunto la capacità massima di sfruttamento delle risorse e molti stock ittici mostrano evidenti segni di sofferenza (Botsford *et al.*, 1997). In Italia, è il mare Adriatico settentrionale a subire la più alta pressione di pesca (Ardizzone, 1994), principalmente da parte degli attrezzi a strascico. Ciò è causa dell'alterazione degli ecosistemi (Williams, 1998) e dell'impoverimento della fauna ittica. Negli ultimi venti anni nel mare Adriatico si è assistito ad una diminuzione generale degli stock pelagici e demersali dovuta alla combinazione di fattori antropogenici, climatici ed ecologici (Bombace, 1992). L'aumento del fenomeno di interazione



fra le attività di pesca ed i cetacei (secondo le informazioni fornite dai pescatori) può essere messo in rapporto con la diminuzione degli stock dei pesci adriatici ed anche essere interpretato come un indice ecologico che evidenzia la condizione di sovrasfruttamento dell'ambiente marino. Se l'impoverimento delle risorse ittiche non dovesse conoscere tregua, andrebbe ad intensificarsi la competizione tra i pescatori e i delfini; essendo la pesca con gli attrezzi statici più vulnerabile di quella in mare con gli attrezzi meccanici, ciò potrebbe comportare il deterioramento della situazione e l'aperta ostilità nei confronti dei cetacei.

Ringraziamenti

Si ringraziano i pescatori di sogliole di Caorle e l'equipaggio del M/p "Pipeta" di Fano per l'ottima collaborazione alla ricerca

Bibliografia

- ARDIZZONE G.D. 1994. An attempt of a global approach for regulating the fishing effort in Italy. *Biologia Marina Mediterranea* 1:109-113.
- BEARZI G., POLITI E., FORTUNA C. M., MEL L. AND NOTARBARTOLO DI SCIARA G. 2000. An overview of cetacean sighting data from the Northern Adriatic sea: 1987-1999. *European Research on Cetaceans* 14:356-361.
- BOMBACE G. 1992. Fisheries of the Adriatic Sea: 379-389 in G. Colombo, I. Ferrari, V. U. Ceccarelli and R. Rossi, eds. Marine eutrophication and population dynamics. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.
- BOTSFORD L. W., J. C. CASTILLA AND C. H. PETERSON. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277:509-515.
- BROADHURST M. K. 1998. Bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, removing by-catch from prawn-trawl codends during fishing in New South Wales, Australia. *Marine Fisheries Review* 60(3):9-14.
- CANNAS A., D. FADDA, G. LENTI, P. MASSIDA AND D. PINNA. 1994. I danni provocati dai delfini alla piccola pesca in Sardegna (Italia). Dati preliminari. *Biologia Marina Mediterranea* 1(1):291-292.
- CASALE M., C. MILANI AND A. KALLIANIOTIS. 1999. Preliminary survey on the interactions between local populations of *Delphinus delphis* and *Tursiops truncatus* and coastal fishery in the north-eastern Aegean Sea. *European Research on Cetaceans* 13:100.
- CONSIGLIO C., A. ARCANGELI, B. CRISTO, L. MARIANI, L. MARINI AND A. TORCHIO. 1992. Interactions between bottle-nosed dolphins, *Tursiops truncatus*, and fishery along North-eastern coast of Sardinia, Italy. *European Research on Cetaceans* 6:35-36.
- CORKERON P. J., M. M. BRYDEN AND K. E. HEDSTROM. 1990. Feeding by bottlenose dolphins in association with trawling operations in Moreton Bay. Pages 329-335 in S. Leatherwood and R. R. Reeves, eds. The bottlenose dolphin. Academic Press, San Diego, CA.
- KASUYA T. 1985b. Fishery-dolphin conflict in the Iki Island area of Japan. Pp. 253-272. in J. R. Beddington, R. J. H. Beverton and D. M. Lavigne, eds. Marine mammals and fisheries. Allen & Unwin, London.
- LAURIANO G., S. DI MUCCIO, A. CARDINALI AND G. NOTARBARTOLO DI SCIARA. 2001. Interactions between bottlenose dolphins and small scale fisheries in the Asinara Island National Park (north-western Sardinia). *European Research on Cetaceans* 15 (in press).
- MARINI L., C. CONSIGLIO, A. ARCANGELI, A. TORCHIO, M. CASALE, B. CRISTO AND S. NANNARELLI. 1995. Socio-ecology of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, along the north-eastern coast of Sardinia (Italy): preliminary results. *European Research on Cetaceans* 9:139-141.
- MAZZOLA S., A. GUERRINI, A. BONANNO, B. PATTI AND G. B. GIUSTO. 1995. Preliminary study on census data about the interaction between dolphins and fishing activity in the Sicilian fisheries. *European Research on Cetaceans* 9:256-259.
- SCHLAIS J. F. 1984. Thieving dolphins: a growing problem in Hawaii's fisheries. *Sea frontiers* 30:293-298.
- SILVANI L., J. RAICH AND A. AGUILAR. 1992. Bottle-nosed dolphins, *Tursiops truncatus*, interacting with local fisheries in the Balearic Islands, Spain. *European Research on Cetaceans* 6:32-34.
- TRINGALI M., V. PUZZOLO AND G. CALTAVUTURO. 2001. A case of opportunistic feeding: the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, interference to the European anchovy, *Engraulis encrasicolus*, fishing in the Gulf of Catania (Ionian sea). *European Research on Cetaceans* 15 (in press).
- WILLIAMS N. 1998. Overfishing disrupts entire ecosystems. *Science* 279:809.





EFFETTI DELLA PESCA A STRASCICO CON IL “RAPIDO” SUGLI ORGANISMI MACROBENTONICI: IMPATTO E RICOLONIZZAZIONE

Tratto da:

PRANOVI F., RAICEVICH S., LIBRALATO S., DA PONTE F., GIOVANARDI O., in stampa, “Trawl fishing disturbance and medium-term recolonization dynamics: a functional approach to the comparison between sandy and muddy habitats in the Adriatic Sea (Northern Mediterranean Sea)”, *Journal of The American Fisheries Society*.

HALL-SPENCER J.M., GRALL J., FRANCESCHINI G., GIOVANARDI O., MOORE P.G., ATKINSON R.J.A., TUCK I.D., 2001, “The impact caused by toothed dredges requantified on a pan-European scale”, final report, EC Study Contract 98/018: 234 pages.

PRANOVI F., RAICEVICH S., FRANCESCHINI G., TORRICELLI P., GIOVANARDI O., 2001, “Discard analysis and damage to non target species in the “rapido” trawl fishery”, *Marine Biology*, 139: 863-875.

FRANCESCHINI G., PRANOVI F., RAICEVICH S., FARRACE M.G., GIOVANARDI O., 2000, ““Rapido” trawl fishing in the Northern Adriatic: direct impact on epifauna”, in “Impact of trawl fishing on benthic communities” (ed. O. Giovanardi), ICRAM, Rome, Italy: 49-60.

GIOVANARDI O., PRANOVI F., FRANCESCHINI G., RAICEVICH S., FARRACE M.G., 2000, “Effects of scallop dredging on a benthic community living on a sandy bottom in the Adriatic sea”, in “Impact of trawl fishing on benthic communities” (ed. O. Giovanardi), ICRAM, Rome, Italy: 25-48.

PRANOVI F., RAICEVICH S., FRANCESCHINI G., FARRACE M.G., GIOVANARDI O., 2000, “Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area”, *ICES Journal of Marine Science*, 57: 517-524.

GIOVANARDI O., PRANOVI F., FRANCESCHINI G., 1998, ““Rapido” trawl fishing in the Northern Adriatic: preliminary observations of the effects on macrobenthic communities”, *Acta Adriatica*, 39: 37-52.

GIOVANARDI O., PRANOVI F., FRANCESCHINI G., FARRACE M.G., RAICEVICH S., 1998, “Studio degli effetti della pesca con il “rapido””, *Biologia Marina Mediterranea*, 5 (3): 684-690.

PRANOVI F., GIOVANARDI O., FRANCESCHINI G., 1998, “Recolonization dynamics in areas disturbed by bottom fishing gears”, *Hydrobiologia*, 375/376: 125-135.

Nel titolo primo, punto 4 del IV Piano Triennale della Pesca marittima e dell’Acquicoltura nelle acque marine e salmastre si affronta il tema del rapporto tra pesca ed ambiente sottolineando come occorra prendere in considerazione anche “l’influenza della pesca sull’ambiente”, in quanto “vi possono essere effetti sulle comunità biologiche”.

Nel panorama della pesca in Italia molti sono gli attrezzi da pesca, in particolare a strascico, di notevole interesse per la valutazione del loro impatto. Fra questi risulta sicuramente esservi il “rapido”, per le sue peculiari caratteristiche tecniche ed operative. Esso è costituito da una rete a sacco, alla cui bocca è applicato un telaio metallico rettangolare che porta superiormente una tavola in legno (depressore) e nella parte inferiore una serie di ferri ricurvi (denti) che arano il fondale e sollevano gli animali ivi presenti. Il Piano sopracitato descrive il rapido come uno degli attrezzi “operanti in movimento sul fondo, che compiono una discreta selezione sugli organismi animali e vegetali eventualmente presenti, ed un’azione sul sedimento. Queste azioni possono essere paragonate a quanto viene fatto in agricoltura con una leggera aratura dei campi, che distrugge parzialmente la comunità biologica preesistente e modifica il terreno”. Il nostro è il solo paese nel panorama mediterraneo a consentire tale attrezzo; in particolare questo tipo di pesca è praticamente prerogativa esclusiva delle marinerie adriatiche. Ciò è legato sia alle tradizioni di queste marinerie che alle peculiari caratteristiche dei fondali. Si tratta di ampie piattaforme strascicabili, prevalentemente fangose, praticamente prive di ostacoli che hanno favorito da sempre la pesca a strascico. Questo attrezzo è comparso in alcune marinerie dell’alto e medio Adriatico tra gli anni ’50 e l’inizio degli anni ’60 e rapidamente ha sostituito la “sfogliara”.

Fin dalla sua comparsa ci si è posti il problema del suo eventuale impatto sull’ambiente, tanto che la D. G. Pesca dell’ex-Ministero della Marina Mercantile circa trenta anni fa aveva commissionato al prof. G. Bini uno studio comparato fra rapido, rampone e carpasfogie per valutare il loro rendimento e gli eventuali danni prodotti. Tale studio, che fu effettuato lungo le coste tirreniche e che comprende anche alcune riprese cinematografiche, portò alla conclusione che il rapido “non deve essere considerato dannoso nei riguardi dell’economia industriale peschereccia, quale distruttore di forme giovanili sempre che sia usato in fondali superiori ai 15 m”, tuttavia l’autore già all’epoca suggeriva di introdurre misure per contenere lo sforzo di pesca nei nostri mari. Inoltre bisogna considerare l’impatto che l’attrezzo esercita sulle comunità bentoniche, un aspetto non ancora affrontato dalla ricerca scientifica, ma che potrebbe risultare determinante fra le cause che hanno modificato alcune biocenosi adriatiche negli ultimi decenni (Fresi *et al.*, 1998). Ovviamente gli effetti sull’am-



biente marino sono funzione diretta dello sforzo esercitato nell'area in questione. È da sottolineare inoltre che tale attrezzo, grazie alle elevate velocità di traino (circa 5 nodi), esplora nell'unità di tempo superfici maggiori rispetto a tutte le altre reti a strascico. Fra i mari italiani l'alto Adriatico presenta pressioni di pesca tra le maggiori in assoluto in Italia (Ardizzone, 1994). A titolo di esempio nel Compartimento di Chioggia su un totale di 727 licenze di pesca il 39% sono relative allo strascico; 56 motopescherecci usano il rapido (in genere 4 attrezzi della larghezza di circa 3 m per imbarcazione calati contemporaneamente) per la cattura sia di bivalvi pectinidi (cappesante e canestrelli) che di pesci piatti (in particolare sogliole e passere pescate sottocosta). Date queste premesse il rapido può quindi rappresentare una parte non trascurabile della pressione di pesca esercitata da alcune marinerie su aree particolari. Un altro aspetto di grande attualità legato a questo attrezzo è la richiesta avanzata da alcuni operatori tirrenici di 'importarlo' nelle loro zone.

Gli effetti sulle specie non commerciali (specie non-obiettivo o non-bersaglio) catturate dalle

A	B
Danno= 0: nessun danno visibile	Danno=0: nessun danno visibile
Danno= 1: un braccio perso o molto danneggiato	Danno= 1: una zampa persa
Danno= 2: due braccia perse o molto danneggiate	Danno= 2: due o più zampe perse
Danno= 3: tre braccia perse o molto danneggiate	Danno= 3: una chela persa
Danno= 4: quattro braccia perse o molto danneggiate	Danno= 4: una chela e zampe perse
Danno= 5: cinque braccia perse o molto danneggiate	Danno= 5: due chelae perse con o senza zampe

Fig. 1. Esempio di tabella a sette livelli di danneggiamento per stelle marine e granchi.



Taxon	danno = 1	danno = 2
PORIFERA (spugne)	Corpo non rotto o schiacciato	Corpo rotto o schiacciato (gravemente danneggiato)
BIVALVIA (vongole)	Bordo esterno leggermente danneggiato	Corpo rotto o schiacciato Danni rilevanti sul bordo valvare Aperture sulla conchiglia
GASTROPODA (chioccioline di mare)	Bordo esterno leggermente danneggiato Canale sifonale rotto	Corpo rotto o schiacciato Aperture sulla conchiglia Perdita dell'opercolo
ANNELIDA (vermi metamerici)	Corpo non rotto o schiacciato	Corpo rotto o schiacciato (gravemente danneggiato)
ECHINOIDEA (ricci di mare)	Molti aculei rotti o persi	Corpo rotto o schiacciato (gravemente danneggiato)
HOLOTUROIDEA (cetrioli di mare)	Corpo non rotto o schiacciato	Corpo rotto o schiacciato (gravemente danneggiato)
TUNICATA	Corpo non rotto o schiacciato	Corpo rotto o schiacciato (gravemente danneggiato)

Tab. 1. Scala a tre livelli di danneggiamento. Danno = 0 nel caso in cui non vi sia un danno visibile.

imbarcazioni durante le attività di pesca dei pesci piatti (passere, sogliole e rombi) e dei molluschi pettinidi (canestrelli e cappellette) sono stati misurati usando delle opportune scale di danneggiamento ideate *ad hoc* (Fig. 1 e Tab. 1). La valutazione dei danni è stata effettuata considerando l'intero processo di pesca e quindi: gli esemplari fuoriusciti dalla rete durante la fase di interazione dell'attrezzo con il sedimento; gli esemplari appena liberati sul ponte alla fine della cala commerciale; gli esemplari alla fine delle operazioni di cernita manuale del prodotto commerciale. I danni subiti dalle specie non-bersaglio sono risultati essere specie-specifici, cioè direttamente collegati alla morfologia dei diversi organismi, e ad essere maggiormente danneggiati sono tutti quegli organismi sprovvisti di una protezione rigida e resistente del corpo. Il processo di cernita del prodotto commerciale ha prodotto sugli organismi scartati danni simili a quelli inferti dall'attrezzo, determinati soprattutto dal calpestamento dei pescatori. Il rapporto scarto/commerciale è molto differente a seconda della specie bersaglio: 1:6 per i canestrelli, 2:1 per i pesci piatti, 9:1 per le cappellette. Le osservazioni hanno indicato un più alto impatto sulle specie non-bersaglio prodotto dalla pesca del canestrello, piuttosto che dalla pesca dei pesci piatti; ciò potrebbe essere dovuto alla gran quantità di canestrelli che assieme ai gusci vuoti e rotti vengono catturati e vanno a tritare gli organismi intrappolati nella rete mentre è strascicata sul fondo marino.

Oltre ai danni arrecati durante tutto il processo di pesca (contatto diretto con i denti e la slitta, il passaggio nel sacco e la cernita), è risultato che l'esposizione all'aria e alla temperatura esterna influisce negativamente, aggravando l'impatto sugli organismi catturati dall'attrezzo.

L'utilizzo del rapido comporta la cattura di circa il 70% degli invertebrati marini epifaunali di grandi dimensioni (Hall-Spencer *et al.*, 1999) e le nostre stime indicano che tra le 30 e le 60 t/anno di invertebrati vengono uccisi da un motopesca. Una così forte pressione selettiva sulla comunità macrobentonica può anche portare a modificare la struttura della componente epifaunale. Le specie più resistenti (dotate di guscio duro) e le specie opportuniste (spazzini) potrebbero essere favorite dall'attività di pesca con il rapido; infatti cambiamenti di lunga durata a carico della comunità bentonica dovuti alle attività di pesca a strascico sono già stati ampiamente descritti (Reisen e Reise, 1982; Reise, 1982; Kaiser e Spencer, 1996; Collie *et al.*, 1997; Philippart, 1998; Hall-Spencer & Moore, 2000). I fondali pianeggianti del nord Adriatico subiscono uno sforzo di pesca a strascico



molto alto. Le imbarcazioni che praticano la pesca dei pesci piatti con il rapido sfruttano molte volte l'anno la stessa limitata area costiera e nel lungo periodo questa elevata pressione di pesca potrebbe essere insostenibile sia per le specie commerciali che per la comunità bentonica (Hall-Spencer *et al.*, 1999). Alla luce di tali considerazioni, la misura di gestione più importante sarebbe la riduzione dello sforzo di pesca ottenuta limitando il numero di barche, ma anche operando un ricollocamento spaziale e temporale dello sfruttamento commerciale delle risorse (Horwood, 1999). Inoltre per ridurre i danni arrecati alle specie non-bersaglio bisognerebbe provvedere a modificare l'attrezzatura che draga il fondale, ma soprattutto rivedere le tecniche di cernita delle specie commerciali, magari introducendo a bordo un sistema meccanico automatico che limiti il tempo di esposizione all'aria e la possibilità di calpestare gli organismi.

Il rapido a seconda della natura del fondale ha una differente penetrazione nel substrato; nei fondi fangosi dove si pescano le sogliole l'attrezzo penetra 5-13 cm, mentre nei fondi sabbiosi dove si pescano capesante l'attrezzo ha una penetrazione inferiore: 2-4 cm. L'impatto prodotto dal rapido nelle cale sperimentali condotte era evidente soprattutto nei primi 4-6 cm di sedimento e le osservazioni dei subacquei hanno rivelato che il dragaggio aveva liscio il fondale, con ampia movimentazione e redistribuzione delle conchiglie e delle concrezioni calcaree che emergevano dal sedimento. Il solco prodotto rimane distinguibile dal "side-scan sonar" per almeno 3 mesi dopo il passaggio dell'attrezzo e gli effetti fisici registrati lungo la nostra area sperimentale erano abbastanza simili a quelli segnalati per gli attrezzi a strascico usati nel Mare del Nord (Hall, 1999).

Le conseguenze che può avere questo tipo di semplificazione delle strutture di fondo sulla fauna bentonica non sono ben conosciute (Kaiser & Spencer, 1996), anche se probabilmente influenzano l'insediamento e la colonizzazione di molti organismi del benthos. Infatti è probabile che sui fondi piani sabbiosi le conchiglie vuote possano svolgere un ruolo ecologico importante nella strutturazione della comunità epibentonica, in quanto queste strutture biogeniche fungono spesso da substrati per gli organismi sessili (principalmente spugne ed ascidie) che possono a loro volta diventare il substrato di altre specie mobili o comunque richiamare altri organismi (Fedra *et al.*, 1976; Stachowitsch, 1991). Immediatamente dopo il passaggio sperimentale dell'attrezzo si registrava una netta riduzione in ricchezza specifica, abbondanza numerica e biomassa del macrobenthos. Dopo una settimana il numero di specie ed il numero totale di individui erano aumentati (significativamente in paragone ai campioni effettuati subito dopo la cala), mentre c'era una riduzione della diversità e dell'omogeneità. Si tratta della tipica risposta prevista nelle zone disturbate (Warwick, 1986), dovuta ad un aumento sproporzionato nell'abbondanza di poche specie dominanti, che nel nostro caso erano principalmente composte da organismi spazzini (come i paguri) e da organismi opportunisti (come per esempio: il polichete errante *Syllis cornuta*, il crostaceo decapode *Pisidia longimana* e l'echinoderma oloturoideo *Labidoplax digitata*) in grado di approfittare dell'improvviso aumento della disponibilità di alimento derivata dal dragaggio del fondale operato dal rapido, che consiste in animali morti o sofferenti e in sostanza organica risospesa. Queste specie una volta che la disponibilità di alimento diminuisce si allontanano dal solco. Il passaggio sperimentale dell'attrezzo ha determinato un incremento dell'eterogeneità dei campioni, ma già dopo tre mesi la struttura della comunità si ristabiliva verso i valori di quella di controllo. Va però tenuto conto che lo sfruttamento commerciale coinvolge la ripetizione della pesca a strascico nella stessa zona producendo un disturbo molto elevato di tipo cronico. Ciò è stato dimostrato tramite il confronto dei campioni di controllo, provenienti dall'area non soggetta all'attività di pesca, e la zona di sfruttamento adiacente, in cui si hanno densità più basse di organismi invertebrati (poriferi, molluschi ed anellidi) come già segnalato per altri luoghi in cui si pratica la pesca a strascico (Sainsbury, 1988; Rice *et al.*, 1989; Bergman e Hup, 1992; Eleftheriou e Robertson, 1992; Hall-Spencer *et al.*, 1999). I dati acquisiti sulla meiofauna (organismi di dimensioni comprese tra 0,1 e 0,5 mm) permettono una descrizione preliminare degli effetti indotti dal rapido su questa componente del sistema bentonico, che in genere è impiegata nelle indagini di controllo dell'inquinamento (Coull & Chandler, 1992; Somerfield *et al.*, 1994), essendo una comunità composta da specie particolarmente sensibili alla dispersione chimica (Warwick, 1993). Subito dopo la pesca a strascico, il numero di "taxa" e gli indici strutturali della comunità hanno mostrato una diminuzione. I valori sono aumentati dopo un mese e le misure di diversità erano paragonabili o superiori a quelle calcolate



sui campioni di controllo. L'analisi della struttura della comunità ha indicato la più alta dispersione tra i campioni una settimana dopo la cala, ciò potrebbe significare che lo strascico non ha prodotto degli effetti diretti sugli organismi della meiofauna, ma che è la movimentazione del sedimento ad indurre i mutamenti strutturali. Si evidenzia così un comportamento differente fra la macrofauna che è direttamente danneggiato dal passaggio dell'attrezzo e la meiofauna i cui organismi passano pressoché indenni tra le aperture dell'attrezzo e tra le maglie della rete.

Il confronto tra le dinamiche di ricolonizzazione nei due habitat differenti, uno sabbioso in mare aperto e l'altro fangoso costiero, trattati con un singolo passaggio della stessa attrezzatura da pesca (rapido), indica che sia gli effetti immediati che le risposte a medio termine sono “comunità dipendenti”. Se da una parte, l'ampiezza della risposta immediata (cioè il cambiamento nell'abbondanza o in biomassa, ma anche l'aumentata variabilità dei campioni) degli organismi sottoposti al passaggio dell'attrezzo ha variato significativamente in funzione dell'habitat e fra i differenti gruppi sistematici, dall'altro lato, la ricolonizzazione e la composizione della comunità nel lungo periodo dipendono da numerosi fattori quali la stabilità delle zone trattate (intesa come livello locale di disturbo), i cambiamenti nel regime oceanografico locale, la tolleranza degli organismi ai disturbi fisici. In generale, dopo il disturbo sperimentale, in entrambi gli habitat le fasi iniziali della ricolonizzazione risultano dominate dagli organismi “spazzini” (*scavengers*). Le maggiori differenze fra le zone di controllo e quelle trattate con il passaggio sperimentale dell'attrezzo sono state registrate un mese dopo l'impatto ed il processo di recupero sembra richiedere almeno 3 mesi per osservare una comunità con una struttura simile a quella della zona di controllo. Differenze significative fra i due habitat sono state osservate nei tempi di recupero. Sull'habitat sabbioso, la presenza degli *scavengers* è stata più limitata nel tempo (il picco si è registrato una settimana dopo il passaggio dell'attrezzo) che in quello fangoso, dove gli organismi spazzino erano ancora abbondanti un mese dopo il passaggio. Si è assistito, quindi, al verificarsi di due differenti dinamiche di recupero. Sull'habitat sabbioso il processo richiede nove mesi per realizzare l'intero recupero, mentre sull'habitat fangoso il recupero sembra essere più rapido. Ciò potrebbe essere dovuto al fatto che la comunità di substrato fangoso, essendo situata nella zona più costiera, è esposta ad una maggiore intensità di disturbi naturali ed antropogenici e meglio adattata al recupero dopo uno spostamento dall'equilibrio rispetto alla comunità di substrato sabbioso, che è situata a maggiore profondità e lontano dalla linea costiera. I dati raccolti sembrano confermare che in entrambe le zone di studio il processo di ricolonizzazione è principalmente dovuto alla migrazione di organismi adulti da aree indisturbate adiacenti piuttosto che dall'insediamento di giovanili e di larve. Oppure, i due fenomeni hanno svolto un ruolo di importanza simile in fasi differenti del processo di recupero; almeno nelle fasi iniziali, il processo dipende fortemente dallo stock delle specie colonizzatrici che prevalgono nella zona. In sostanza è la composizione della comunità che determina quale meccanismo dominerà il corso di recupero dell'area disturbata. La sostituzione delle specie dominanti iniziali è un processo comune durante le fasi di successione che è stato osservato anche durante questo studio sperimentale, su entrambi gli habitat. I colonizzatori iniziali modificano il substrato, rendendolo meno favorevole per la loro propria sopravvivenza ma più favorevole all'insediamento dei loro successori (per esempio gli *scavengers* consumando gli individui morti o gravemente compromessi inducono la trasformazione della materia organica e in questo modo favoriscono lo sviluppo dei detritivori). Le specie “spazzino” sono da considerare specie “non opportunistiche” che in alcune circostanze esibiscono un comportamento “opportunistico”. Ciò potrebbe anche essere confermato dal fatto che una stessa specie può comportarsi, oppure no, da *scavenger* a seconda delle condizioni ambientali ed alla strutturazione della comunità. Questo è il caso del gruppo delle ofiure (stelle serpente), che ha manifestato un comportamento da spazzino soltanto sull'habitat sabbioso. È possibile che in questo habitat la disponibilità di alimento fosse limitante per le ofiure, che hanno quindi approfittato degli animali morti o sofferenti come nuova fonte di cibo. Invece, dove l'alimento è sempre abbondante (per esempio al di sotto dei mitili coltivati in sospensione), questi gruppi faunistici non subirebbero l'attrazione delle zone di pesca con lo strascico. Gli eventi di disturbo (naturali o antropogenici) interessano la stabilità di lunga durata dei sedimenti e mantengono le comunità bentoniche nelle fasi iniziali della successione ecologica. Gli ambienti con elevati livelli di disturbo, come quelli sottoposti all'attività di pesca



in genere, costituiscono un mosaico di comunità a diverso stadio di sviluppo. Ciò potrebbe in parte spiegare l'ampia diffusione degli organismi spazzino nelle zone sottoposte ad alta pressione di pesca (quale il mare Adriatico settentrionale).

La pesca a strascico dei pettinidi interessa in varia misura e con diversi attrezzi tutti i mari d'Europa. Il progetto comunitario che aveva per acronimo R.E.E.F.S., iniziato nell'aprile 1999 e durato 18 mesi, ha visto impegnati ricercatori scozzesi, francesi e italiani nel tentativo di comparare gli effetti della pesca a strascico dei pettini nei fondi sabbiosi del Nord Adriatico e quelli a *maerl* della Scozia e della Bretagna. In zone impossibilitate alla pesca a strascico per la presenza di relitti (previa verifica con l'uso del *Side Scan Sonar*) e in zone soggette ad attiva pesca sono stati prelevati dei campioni di sedimento per analizzare la comunità macrobentonica ospitata nelle diverse condizioni di trattamento (ad es. prima e dopo il passaggio dell'attrezzo) e profondità. I primi 10 cm di sedimento contengono la maggior parte degli organismi, sia in termini di quantità numerica che di diversità specifica. Ma negli strati inferiori compresi tra 10 e 30 cm e tra 30 e 60 cm spesso si otteneva la biomassa maggiore perché questi strati ospitano gli organismi di taglia maggiore: molluschi bivalvi, crostacei e sipunculidi. Questi organismi trovandosi al di sotto della parte strascicante dell'attrezzo non sono impattati dal passaggio. La maggior parte degli altri animali collocandosi sullo strato più superficiale risentono dell'attività di pesca, ma spesso sopravvivono perché di dimensioni molto ridotte e quindi in grado di fuoriuscire dalle fenestrature dell'attrezzo e dalle maglie del sacco. Gli organismi che invece più risentono dei passaggi sono quelli appartenenti alla grande epifauna sessile, che si ancorano a substrati solidi come pietre e conchiglie morte. La raccolta di materiale di scarto, come pietre e conchiglie morte, contribuisce a danneggiare gli organismi catturati nel sacco che vengono praticamente triturati mentre la rete è strascicata sul fondo; inoltre il rilascio in mare degli organismi non commerciali danneggiati è un richiamo alimentare per tutti gli organismi "spazzini", inclusi pesci, granchi ed echinodermi. Il rapido è considerato uno degli attrezzi maggiormente impattanti nei mari d'Europa, ma l'impatto è differenziato a seconda dei diversi ambiti ecologici, è funzione del tipo di fondale e della specie bersaglio. Il fondale sabbioso-fangoso è quello a relativamente minore diversità ed a più alta resilienza, ciò significa che ospita delle comunità biologiche relativamente povere, che in genere non sono considerate di importanza rilevante per la conservazione, con elevata capacità di ricostituire una comunità impattata a partire da nuovi organismi colonizzatori (in genere specie opportuniste). Inoltre, essendo costituito da un substrato incoerente, altamente mobile, ogni traccia del passaggio degli attrezzi è successivamente cancellata dalla azione della corrente. I fondi a *maerl*, essendo composti da alghe calcaree viventi ad elevato valore strutturale, sono maggiormente suscettibili al passaggio dell'attrezzo. Il *maerl* finisce infossato dal dragaggio e ciò ne comporta la morte per mancanza d'illuminazione provocando un danno permanente alla struttura della comunità. La complessità di questo habitat e il fatto che sono necessari centinaia d'anni o millenni per l'accumulo di questi organismi rendono il fondo a *maerl* un ambiente di rilevanza per la conservazione, in cui trovano ospitalità molti animali e vegetali marini. In quest'ottica di conservazione dei fondali a *maerl* e di gestione dello sfruttamento delle risorse è necessario regolamentare la pesca costituendo aree di *nursery* e di rifugio per la fauna ittica e marina in genere e favorendo invece la pesca in zone meno sensibili.

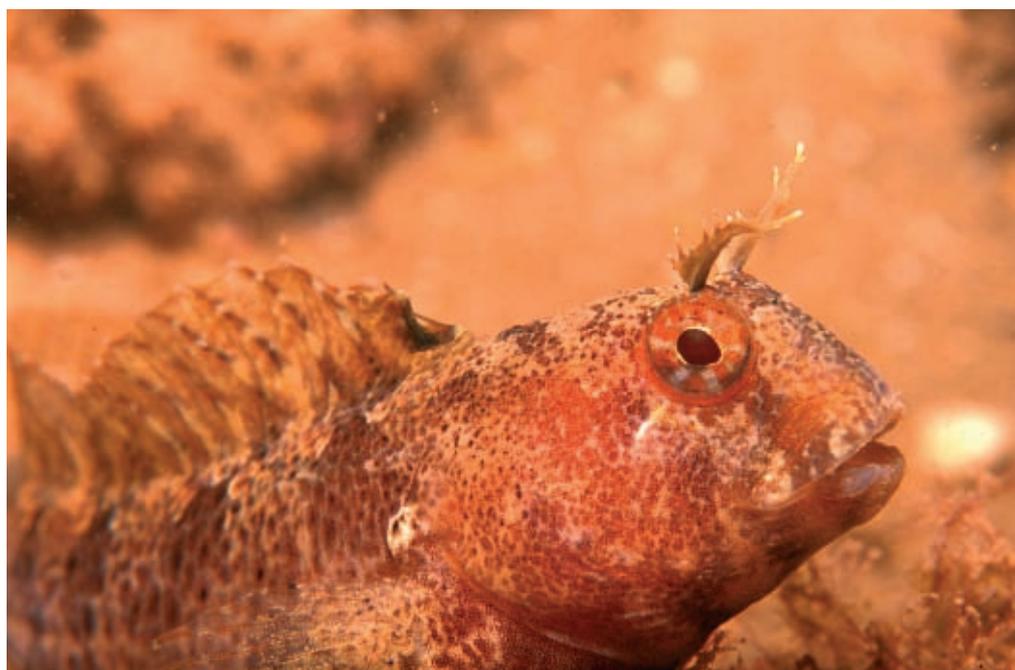
Ringraziamenti

I lavori originali sono stati effettuati con il contributo della DG Pesca ed Acquicoltura del Mi.P.A.F. attraverso il programma di ricerca "Studio degli effetti della pesca con il "rapido", nell'ambito IV Piano Triennale della Pesca, e con il contributo della UE attraverso lo studio *Impact caused by toothed dredges requantified on a pan-European scale*.



Bibliografia

- ARDIZZONE G.D. 1994. An attempt of a global approach for regulating the fishing effort in Italy. *Biol. Mar. Medit.*, 1: 109-113.
- BERGMAN M.J.N. & HUP M. 1992. Direct effects of beam-trawling on macrofauna of a sandy sediment in the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, 49: 5-13.
- COLLIE J.S., ESCANERO G.A., Valentine P.C. 1997. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Mar. Ecol. P. S.*, 155: 159-172.
- COULL B.C., CHANDLER G.T. 1992. Pollution and meiofauna: field, laboratory and mesocosm studies. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 30: 191-271.
- ELEFThERIOU A. & ROBERTSON M.R. 1992. The effects of experimental scallop dredging on the fauna and physical environment of a shallow sandy community. *Neth. J. Sea Res.*, 30: 289-299.
- FEDRA K., ÖLSCHER E.M., SCHERÜBEL C., STACHOWITSCH M., WURZIAN R.S. 1976. On the ecology of a North Adriatic benthic community: distribution, standing crop and composition of the macrobenthos. *Mar. Biol.*, 38: 129-145.
- FRESI E., SCARDI M., CREMA R., OREL G., DI DATO P. 1998. Variazioni a lungo termine delle comunità bentoniche dell'alto Adriatico. *Biol. Mar. Medit.*
- HALL S.J. 1999. *The effects of fishing on marine ecosystems and communities*. Blackwell Scientific, Oxford, 274 pp.
- HALL-SPENCER J.M., FROGLIA C., ATKINSON R.J.A., MOORE P.G. 1999. The impact of Rapido trawling for scallops, *Pecten jacobaeus* (L.), on the benthos of the Gulf of Venice. *ICES J. Mar. Sci.*, 56: 111-124.
- HALL-SPENCER J.M., MOORE P.G. 1999. Impact of scallop dredging on gravelly seabed communities. In: Kaiser M.J. e de Groot S.J.(eds.) *The effects of fishing on non-target species and habitats*, Blackwell Science, Oxford: 105-118.
- HALL-SPENCER, J.M., MOORE, P.G. 2000. Impact of scallop dredging on maerl grounds. In *Effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues*. (M.J. Kaiser, & S.J. de Groot eds.) Blackwell Science, Oxford, 399 pp: 105-116.
- HORWOOD J.W. 1999. No-take zones: a management context. In: Kaiser M.J. e de Groot S.J.(eds.) *The effects of fishing on non-target species and habitats*, Blackwell Science, Oxford: 302-311.
- KAISER M.J., SPENCER B.E. 1996. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *J. Anim. Ecol.*, 65: 348-358.
- PHILIPPART C.J.M. 1998. Long-term impact of bottom fisheries on several by-catch species of demersal fish and benthic invertebrates in the south-eastern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 342-352.
- REISE K. 1982. Long term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: are polychaetes about to take over? *Netherland Journal of Sea Research*, 16: 29-36.
- REISEN W., REISE K., 1982. Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revised after 55 years. *Helgoländer Meeresunters*, 35: 409-423.
- RICE M.A., HICKOX C., ZEHRA I. 1989. Effects of intensive fishing effort on the population structure of Quahogs, *Mercenaria mercenaria* (Linnaeus 1758), in Narragansett Bay. *Journal of Shellfish Research*, 8: 345-354.
- SAINSBURY K.J. 1988. The ecological basis of multispecies fisheries and management of a demersal fishery in tropical Australia. In *Fish population dynamics*. (J.A. Gulland ed.) Wiley, Chichester, 349-382.
- SOMERFIELD P.J., GEE J.M., WARWICK R.M. 1994. Soft sediment meiofaunal community structure in relation to a long-term heavy metal gradient in the Fal estuary system. *Mar. Ecol. P. S.*, 105: 79-88.
- STACHOWITSCH M., 1991. Anoxia in the Northern Adriatic Sea: rapid death, slow recovery. In *Modern and ancient continental shelf anoxia*. (R.V. Tyson & T.H. Pearson eds.). Geological Society Special Publication No. 58, 119-129.
- WARWICK R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92: 557-562.
- WARWICK R.M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Aust. J. Ecol.*, 18 : 63-80.





MESSA A PUNTO DI INDICATORI PER LA VALUTAZIONE DEL DANNEGGIAMENTO INDOTTO DALLA PESCA SU CROSTACEI BRACHIURI

Tratto da: RAICEVICH S., PRANOVI F., LIBRALATO S., BOTTER L., GIOVANARDI O. Messa a punto di indicatori per la valutazione del danneggiamento indotto dalla pesca su crostacei brachiuri”, lavoro presentato al 34° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina, Sousse (2003) ed in pubblicazione su *Biologia Marina Mediterranea*.

La pesca rappresenta la fonte antropica di disturbo più diffusa nell’ambiente marino (Jennings e Kaiser, 1998). Nel recente passato gli sforzi del mondo scientifico si sono orientati verso la quantificazione di tale disturbo, considerando sia gli effetti sulla comunità biologica che l’alterazione dei cicli biogeochimici e la distruzione di habitat e quindi, secondo una visione olistica, gli effetti a livello ecosistemico. Diverse sono state le tematiche approfondite, come ad esempio lo studio del disturbo sulla comunità bentonica (si veda la *review* di Kaiser *et al.*, 2002), oppure la valutazione degli effetti del disturbo sulle specie non commerciali catturate e poi rigettate in mare (scarto). Quest’ultimo punto è stato affrontato integrando dati ottenuti mediante monitoraggi a bordo dei pescherecci commerciali con misure sperimentali relative alla sopravvivenza delle specie catturate (Kaiser e Spencer, 1995; Bergmann e Moore, 2001). Un approccio complementare che coniuga rappresentatività (i campioni vengono raccolti durante le operazioni di pesca commerciale) e praticità di misura, è costituito dalla valutazione del danneggiamento fisico subito dalle specie non-commerciali. Esso permette inoltre di valutare la mortalità minima indotta dalla cattura mediante il conteggio degli individui che subiscono evidenti danni letali (Pranovi *et al.*, 2001). I risultati di queste ricerche hanno evidenziato come il danno fisico sia funzione della tipologia di attrezzo, ma anche “specie-specifico”, legato cioè alla fragilità delle specie stesse (Mac Donald *et al.*, 1996), nonché “comunità-specifico” (Pranovi *et al.*, 2001), cioè funzione del tipo di substrato e biocenosi su cui opera l’attrezzo. A ciò si aggiunga l’evidenza che le operazioni di selezione del pescato determinano un significativo incremento del danneggiamento stesso (Pranovi *et al.*, 2001). Nella generalità degli studi sono stati però applicati protocolli di campionamento e scale di danneggiamento non omogenee, riducendo così le possibilità di comparare e generalizzare i dati ottenuti (Kaiser e Spencer, 1995; Bergmann *et al.*, 2001; Pranovi *et al.*, 2001). Tale standardizzazione è auspicabile quantomeno per le specie aventi ampi areali di distribuzione che potrebbero essere utilizzate come specie indicatrici. Lo scopo di questo studio è verificare l’applicabilità di scale di impatto basate sulla “datazione” delle ferite allo scopo di differenziare gli effetti immediati attribuibili alla cattura, dal disturbo cronico sulla popolazione. La ricerca è stata condotta in Nord Adriatico sul crostaceo brachiuro *Liocarcinus depurator* (Linnaeus, 1758), una specie presente nell’ambiente subtidale e distribuita nel bacino Mediterraneo, nell’Atlantico orientale e nel mare del Nord. In tali aree questo crostaceo è indicato come componente importante dello scarto della pesca a strascico. Gli organismi studiati sono stati raccolti mediante un “rapido” comunemente utilizzato da imbarcazioni professionali (larghezza: 3,25 m, dimensione lato maglia: 40 mm; Pranovi *et al.*, 2001) con 10 cale realizzate in diverse aree del Nord Adriatico (Fig. 1). Il campionamento è stato eseguito a profondità comprese tra 25 e 45 m applicando due diversi livelli di disturbo: un disturbo minimo (“controllo”: cale di breve durata; raccolta immediata dei campioni) ed un livello massimo (*sorting*: cale di tipo commerciale; organismi raccolti alla fine della selezione del pescato). Per quanto riguarda il controllo, le cale (n=6) sono state standardizzate operando per 5 minuti alla velocità di 5 nodi in aree a basso sforzo di pesca. Gli individui catturati (n=504) sono stati selezionati dal pescato immediatamente dopo lo svuotamento del sacco sul ponte, avendo cura di non danneggiarli ulteriormente. I granchi sono stati posti singolarmente in sacchetti di plastica opportunamente marcati, e successivamente conservati a -20 °C. I campioni del livello *sorting*, sono stati raccolti a bordo di pescherecci durante la normale attività di pesca commerciale. In totale sono state monitorate 4 cale (durata media: 55 minuti) realizzate in aree ad elevato sforzo di pesca. Gli esemplari di *L. depurator* (n=204) sono stati raccolti alla fine della fase di selezione del pescato commerciale (*sorting*), ovvero immediatamente prima della loro reimmissione in mare, e successivamente conservati applicando il protocollo già descritto. In laboratorio, dopo scongelamento a temperatura ambiente, per ciascun individuo sono

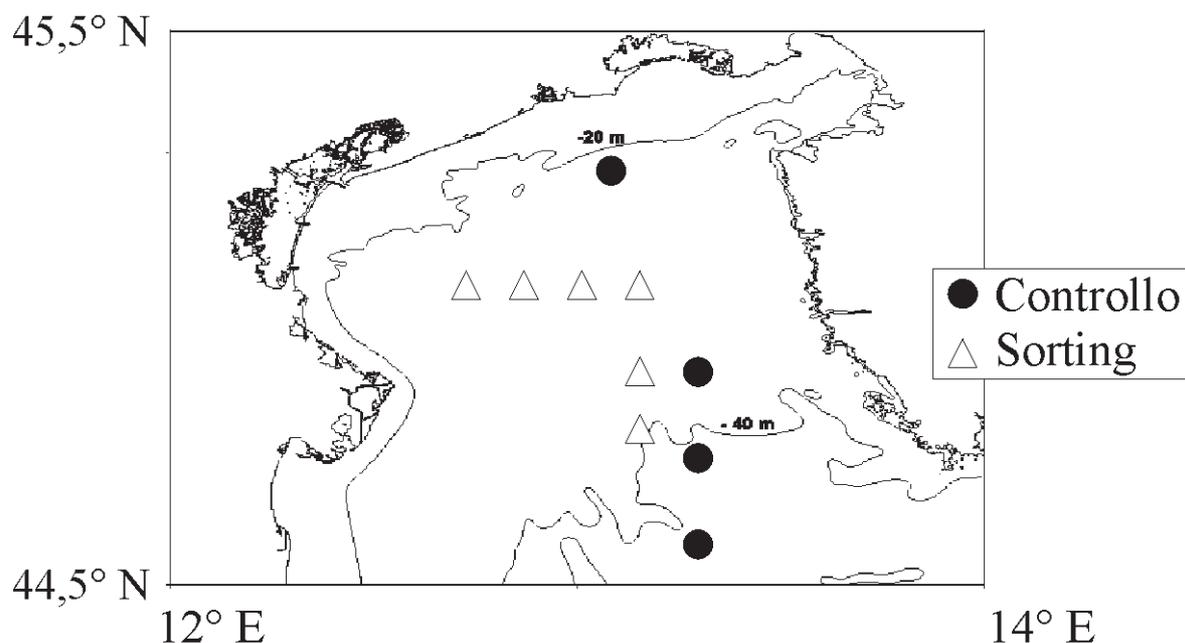


Fig. 1 – Nord Adriatico: aree di campionamento (controllo e sorting). Controllo = cale standard di 5'. Sorting = cale commerciali di 55'.

state acquisite le seguenti misure: lunghezza e larghezza carapace ($\pm 0,1$ mm), sesso (maschio, femmina, femmina ovigera).

Valutazione del danneggiamento. Su ogni individuo si è proceduto alla valutazione di numero e posizione dei pereopodi perduti, e della eventuale presenza di danno letale (carapace schiacciato). Questi dati sono stati integrati ottenendo una scala di “danno totale”, che rappresenta, sotto il profilo morfologico, il disturbo fisico effettivo degli individui. Successivamente per ciascun pereopode mancante, mediante analisi della colorazione e della tipologia dei tessuti presenti sulla parte terminale della coxa, si è proceduto ad una sorta di datazione del danneggiamento. La presenza di una membrana con tessuti resi scuri dalla deposizione di melanina ha permesso di distinguere il “danno cronico” ovvero il *pattern* di frequenza di danneggiamenti relativo ad eventi precedenti il campionamento, quali ad esempio una precedente cattura da parte di un attrezzo da pesca o la fuga da un predatore. Di converso, la presenza di una ferita con tessuti bianchi e assenza di una spessa membrana ha consentito l’individuazione di ferite recenti, definendo così il “danno nuovo”, cioè il danneggiamento determinato dalla fase di cattura appena conclusa.

Analisi statistiche. Le taglie delle diverse popolazioni sono state confrontate mediante t-test, previo verifica della distribuzione normale dei dati. Ai fini dei confronti tra i livelli di danneggiamento è stato attribuito a ciascun individuo un valore di danno compreso tra 0 e 10 (corrispondente al numero di appendici perdute) mentre, in presenza di evidente lesione del carapace, è stato assegnato il valore 11; è stato quindi applicato il test non parametrico di Mann-Whitney. I valori assoluti del numero di organismi danneggiati raggruppati nelle diverse scale di impatto sono riportati in tabella 1. Si noti che in tale tabella i dati relativi ai chelipedi perduti indicano la frequenza di organismi che hanno perduto 1 o 2 chelipedi prescindendo dalla eventuale perdita di appendici di diverso tipo.

Morfometria. *L. depurator* presenta, sotto il profilo dimensionale, un netto dimorfismo sessuale: i maschi raggiungono infatti dimensioni significativamente maggiori delle femmine, fino a 60 mm di larghezza carapace contro i 53 mm delle femmine (t-test, $p < 0,001$). Nel totale degli individui analizzati ($n=708$), la *sex ratio* (rapporto maschi: femmine) osservata è pari a 1:1,02 e circa il 42% delle femmine catturate presentava l’ovario sviluppato.



Danno totale. Negli organismi catturati, il danno totale presenta valori significativamente maggiori sia del danneggiamento nuovo che di quello cronico (Mann-Whitney U test, per entrambi $p < 0,001$); inoltre, al livello di *sorting* tale indicatore raggiunge valori significativamente maggiori del controllo (Mann-Whitney U test, $p < 0,001$). Ciò è legato principalmente alla frequenza elevata di danneggiamenti letali a livello di *sorting* (il 24% rispetto al 7% del controllo), ed alla prevalenza dei danneggiamenti multipli rispetto a quelli singoli (1 appendice perduta) osservati. Infatti, al momento della reimmissione in mare, il 44% degli esemplari presenta perdita di pereopodi e di questi quasi due terzi ne ha persi almeno due (Tab. 1). Infine, circa il 29% dei granchi raccolti a livello di *sorting* ha perduto almeno un chelipede (Tab. 1). Al tale livello si osserva un danneggiamento totale significativamente maggiore del controllo per entrambi i sessi (Mann-Whitney U test, per entrambi $p < 0,001$) mentre considerando esclusivamente le femmine ovigere non si evidenzia alcuna variazione significativa.

Danno nuovo. Dopo il *sorting*, oltre la metà degli organismi catturati risulta aver subito un danneggiamento nuovo, che, come osservato precedentemente, è di tipo letale per quasi un quarto degli organismi catturati (Tab. 1). Un ulteriore 26%, invece, subisce la perdita di uno o più pereopodi ed in totale circa il 20% degli individui totali ha perduto almeno un chelipede (Tab. 1). Il danno nuovo osservato al livello *sorting* è significativamente maggiore del controllo (Mann-Whitney U test, $p < 0,001$). Ciò è confermato sia nei maschi, che nelle femmine (Mann-Whitney U test, rispettivamente $p < 0,01$, $p < 0,05$). Distinguendo queste ultime in femmine non ovigere ed ovigere, solo per le prime si evidenzia una differenza significativa (Mann-Whitney U test, $p < 0,001$).

CONTROLLO	Appendici perdute														Chelipedi perduti	
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	Tot	1	2
Danno Totale	n	267	105	53	25	13	2	2	2	1	0	1	33	504	82	22
	%	53.0	20.8	10.5	5.0	2.6	0.4	0.4	0.4	0.2	0.0	0.2	6.5	100.0	16.2	4.4
Danno Nuovo	n	295	93	43	22	10	3	1	2	1	0	1	33	504	80	21
	%	58.5	18.5	8.5	4.4	2.0	0.6	0.2	0.4	0.2	0.0	0.2	6.5	100.0	15.8	4.2
Danno Cronico	n	480	19	5	0	0	0	0	0	0	0	0	-	504	2	1
	%	95.2	3.8	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	-	100.0	0.4	0.2
SORTING																
Danno Totale	n	66	36	28	14	5	0	2	4	0	0	0	49	204	46	13
	%	32.4	17.6	13.7	6.9	2.5	0.0	1.0	2.0	0.0	0.0	0.0	24.0	100.0	22.5	6.4
Danno Nuovo	n	101	27	18	7	0	2	0	0	0	0	0	49	204	25	10
	%	49.5	13.2	8.8	3.4	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	24.0	100.0	12.3	4.9
Danno Cronico	n	138	42	9	10	1	2	0	2	0	0	0	-	204	21	3
	%	67.6	20.6	4.4	4.9	0.5	1.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	-	100.0	10.3	1.5

Tab. 1 - Danno totale, nuovo e cronico in *L. depurator* ai livelli di controllo e *sorting*. Controllo = organismi catturati con cale standard di 5'; *Sorting* = organismi catturati mediante cale commerciali e raccolti alla fine delle fasi di selezione delle specie bersaglio. 1-10 = numero appendici perdute; 11 = danneggiamento letale; Tot = numero totale (o %) di individui considerati; Chelipedi perduti = individui che hanno perduto 1 o 2 chelipedi; n = numero di individui per categoria di danno; % = percentuale di individui per categoria di danno.

Danno cronico. Il danneggiamento cronico assume valori nettamente inferiori a quelli osservati per gli indicatori precedentemente considerati (Mann-Whitney U test, per entrambi i confronti $p < 0,001$). Si evidenzia però una diversificazione tra il danno cronico degli individui raccolti nelle aree ad elevato sforzo di pesca e quelli provenienti dalle altre zone (controllo): il danno cronico è significativamente maggiore nel primo caso (Mann-Whitney U test, $p < 0,001$) (Tab. 1). Nell'area intensamente sfruttata circa un terzo degli individui manca di almeno un pereopode e sono presenti anche individui con 7 pereopodi mancanti, contro un massimo di 2 per il "controllo". Risulta interessante considerare come, nel primo caso, circa l'11% degli individui manifesti la perdita di un chelipede come impatto cronico, contro l'1% relativo agli organismi di controllo (Tab. 1). A differenza



di quanto descritto per danno nuovo e totale, anche le femmine ovigere presentano valori di danno cronico superiori nelle aree ad alto sforzo di pesca, allo stesso modo delle femmine non ovigere, quelle totali ed i maschi totali (Mann-Whitney U test, in tutti $p < 0,001$).

In *L. depurator*, la perdita di appendici è mediata dal processo dell'autotomia per il quale, in caso di stress meccanico o fisiologico, o per comportamento antipredatorio, questo bachiuro può deliberatamente recidere lungo un piano predeterminato (detto piano di autotomia) uno o più pereopodi danneggiati, evitando l'eventuale predazione e limitando così la perdita di fluidi e l'eventuale insorgere di infezioni a seguito della mutilazione (McVean, 1975).

Diverse ricerche (si veda Juanes e Smith, 1995 e gli articoli in esso citati) hanno inoltre mostrato come nei decapodi la perdita di appendici specializzate quali i chelipedi (che hanno funzioni di cattura di prede e difesa dai predatori), determini effetti ad ampio spettro, quali la riduzione della capacità di alimentarsi e di competizione intra- o inter-specifica. Tali effetti vengono in parte bilanciati mediante alterazioni morfologiche delle appendici stesse (inversione funzionale dei chelipedi, Abelló, 1990) a seguito della muta, la cui frequenza viene generalmente aumentata allo scopo di permettere un rapido recupero funzionale. I risultati conseguiti mostrano come *L. depurator* subisca elevate frequenze di danneggiamento sia a livello subletale che letale, con circa un quarto degli individui che presenta il carapace schiacciato. Questo risultato conferma quanto osservato in precedenti ricerche (Bergmann *et al.*, 2001; Pranovi *et al.*, 2001) in merito al danno indotto dall'azione di pesca su questo decapode. Va però osservato, che in tali analisi il dato era limitato alla quantificazione del danno totale (senza distinguere se fosse stato indotto dall'azione di pesca corrente o da disturbi precedenti); ed era espresso in scale di danno sintetiche che integravano informazioni legate al numero e tipologia delle appendici perdute. Proprio allo scopo di implementare questo approccio metodologico, è stata realizzata una "datazione" delle ferite su base morfologica, ed i risultati sono stati sintetizzati nelle tre scale di danno totale, nuovo e cronico, basate sul numero di pereopodi perduti, ottenendo così ulteriori informazioni rispetto al processo di disturbo fisico. Allo scopo di considerare anche gli effetti funzionali è stato inoltre quantificato il numero di chelipedi perduti ai tre livelli di danno considerati. Nel caso del danno totale, indicatore che descrive l'effettivo *pattern* di danneggiamento degli organismi che vengono rigettati in mare, emerge, oltre alla già citata mortalità diretta, un forte interessamento dei chelipedi, probabilmente a causa del loro utilizzo per contrastare il disturbo meccanico durante le fasi di pesca. In questo contesto, le basse frequenze di danneggiamento osservate nelle femmine ovigere, potrebbe invece essere attribuito ad un comportamento di tipo criptico assunto in tale fase allo scopo di limitare interazioni che le esponano a danneggiamenti subletali i quali, come dimostrato in altri brachiuri, possono avere effetti importanti sul successo di sviluppo embrionale (Silva *et al.*, 2003). La scala di danno nuovo, permette invece di osservare come la maggior parte dei danni subletali (perdita di appendici) sia legata alla fase di cattura e selezione del pescato, piuttosto che a danneggiamenti precedenti. In dettaglio, è stato osservato che anche operazioni di campionamento mediante cale standardizzate di bassa durata, inducono importanti danni subletali, mentre invece la presenza di individui con il carapace danneggiato è molto ridotta a questo livello (controllo). L'analisi del danno cronico evidenzia frequenze di disturbo molto basse. Questo indicatore ha consentito inoltre di considerare, seppur in modo qualitativo, la relazione tra sforzo di pesca e frequenza dei danneggiamenti cronici. I dati ottenuti descrivono una frequenza maggiore di danni cronici nell'area di pesca intensiva, come già mostrato per l'asteroideo *Asterias rubens* nel mare del Nord (Kaiser, 1996). I valori di danno cronico osservati sono però sensibilmente minori del danno totale, soprattutto in termini di danneggiamenti multipli. Ciò potrebbe trarre giustificazione in due ipotesi: (1) la mortalità conseguente alla cattura è particolarmente elevata e la gran parte degli organismi rigettati in mare muore; (2) gli individui che subiscono la perdita di una o più appendici le rigenerano rapidamente mediante l'aumento della frequenza di muta. La prima ipotesi è in parte supportata da quanto osservato sulla stessa specie da Bergmann e Moore (2001) relativamente alla pesca con rete a strascico (circa il 30% degli individui che avevano perduto appendici morivano entro tre settimane dalla cattura) mentre il secondo fenomeno, come già anticipato, è stato descritto in molti decapodi. In conclusione, la datazione delle ferite indotte dal disturbo della pesca su base morfologica ha permesso di implementare il contenuto informativo delle scale di



danno basate sull'esclusiva misura del danno totale. L'introduzione di opportuni approfondimenti sperimentali come la quantificazione dettagliata dello sforzo di pesca e l'analisi della sua relazione con la frequenza di impatti cronici, e la misura della sopravvivenza a medio termine di organismi che hanno subito danno subletale, permetterà di valutare a livello globale gli effetti del disturbo della pesca sulle popolazioni di *L. depurator* in Nord Adriatico.

Bibliografia

- ABELLÓ P., PERTIERRA J.P., REID D.G. (1990) – Sexual size dimorphism, relative growth and handedness in *Liocarcinus depurator* and *Macropipus tuberculatus* (Brachyura: Portunidae). *Sci. Mar.*, 54 (2): 195-202.
- BERGMANN M., MOORE P.G. (2001) - Survival of decapod crustaceans discarded in the *Nephrops* fishery of the Clyde Sea area, Scotland. *ICES J. Mar. Sci.*, 58 (1): 163-171.
- BERGMANN M., BEARE D.J., MOORE P.G. (2001) - Damage sustained by epibenthic invertebrates discarded in the *Nephrops* fishery of the Clyde Sea area, Scotland, *J. Sea Res.*, 45 (2): 105-118.
- JENNINGS S., KAISER M.J. (1998) - The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.* 34: 201-351.
- JUANES F., SMITH L.D. (1995) - The ecological consequences of limb damage and loss in decapod crustaceans: a review and prospectus. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 193: 197-223.
- KAISER M.J. (1996) - Starfish damage as an indicator of trawling intensity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 134: 303-307.
- KAISER M.J., SPENCER B.E. (1995) - Survival of by-catch from a beam trawl. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 126: 31-38.
- KAISER M.J., COLLIE, J.S., HALL, S.J., JENNINGS, S., POINER, I.R. (2002) - Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3: 114-136.
- MACDONALD D.S., LITTLE M., ENO N.C., HISCOCK K. (1996) - Disturbance of benthic species by fishing activities: a sensitivity index. *Aquat. Cons.*, 6: 257-268.
- MCVEAN A. (1975) - Autotomy. *Comp. Bioch. Phys.*, 51A: 497-505.
- PRANOVI F., RAICEVICH S., FRANCESCHINI G., TORRICELLI P., GIOVANARDI O. (2001) - Discard analysis and damage to non-target species in the "Rapido" trawl fishery. *Mar. Biol.*, 139: 863-875.
- SILVA P., LUPPI T.A., SPIVAK. D. (2003) – Limb autotomy, epibiosis on embryos, and brooding care in the crab *Cyrtograpsus angulatus* (Brachyura: Verunidae). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 83: 1015-1022.





STRESS FISIOLÓGICO INDOTTO DALLA PESCA COMMERCIALE SULLE SPECIE NON BERSAGLIO

Tratto da:

RAICEVICH S., BOTTER L., PRANOVI F., MATTIELLO S., DI MURO P., BELTRAMINI M. Physiological stress induced by commercial fishing on non-target species. Poster presentato al congresso internazionale "4th World Fishery Congress", 2-6 maggio 2004, Vancouver (Canada).

Durante le attività di pesca le specie non bersaglio vengono catturate, sottoposte alla fase di selezione del pescato e rigettate in mare. Tutto ciò può indurre dello stress negli individui catturati, poichè subiscono sia uno shock termico che di pressione, nonché una fase di esposizione all'aria.

Allo scopo di studiare questo processo, abbiamo considerato come caso di studio il brachiuro *Liocarcinus depurator*, che rappresenta il crostaceo più diffuso nello scarto della pesca demersale in Nord Adriatico (Pranovi *et al.*, 2001). Questa specie è diffusa su fondali posti al di sotto del limite del termocline estivo, dove la temperatura varia annualmente tra i 9°C ed i 16°C. Poichè la temperatura dell'aria può invece raggiungere i 30°C in estate, in tali periodi *L. depurator* è soggetto a intensi shock termici durante la cernita del pescato commerciale.

Prove sperimentali in laboratorio. Abbiamo considerato due fattori di stress: la temperatura e l'esposizione all'aria. Lo stress è stato misurato mediante l'analisi della concentrazione di alcuni metaboliti nell'emolinfa del brachiuro (L-lattato, D-glucosio, ammonio) e del suo pH (Bergmann *et al.*, 2001), e tramite analisi respirometriche (Bayne, 1971).

L'elevata temperatura, ha indotto aumenti significativi nel lattato e nel glucosio (Fig. 1), mentre l'am-

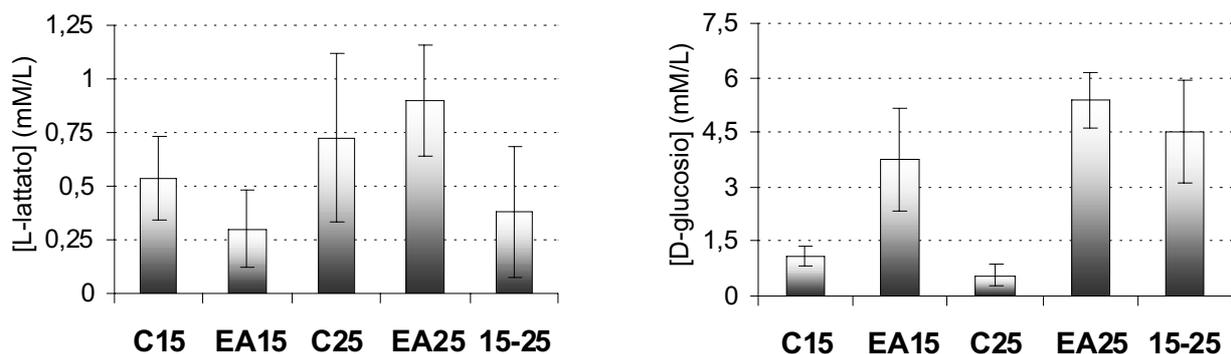


Figura 1. Concentrazione di L-lattato e D-glucosio (mM/L) (media \pm dev.st.) in *L. depurator* nelle diverse condizioni sperimentali. C15 e C25 = individui adattati alle temperature di 15 e 25°C; EA15 e EA25 = individui adattati a 15 e 25°C ed esposti per un'ora all'aria alla medesima temperatura; 15-25 = individui adattati a 15°C di temperatura ed esposti all'aria a 25°C per un'ora.

monio ed il pH sono stati maggiormente influenzati dall'esposizione all'aria. I granchi adattati a bassa temperatura (15°C) ed esposti all'aria hanno mostrato un *pattern* di tipo ossiregolativo, essendo in grado di recuperare il debito di ossigeno mantenendo una velocità di consumo di ossigeno elevata anche a pressioni parziali contenute (Fig. 2). Nelle altre condizioni sperimentali, questa capacità ossiregolativa è venuta meno, essendo stati tutti i brachiuri ossiconformi (velocità di consumo di ossigeno proporzionale alla sua pressione parziale).

Analisi mediante cale sperimentali. Lo stress indotto dall'azione diretta della pesca è stato misurato considerando i medesimi metaboliti nell'emolinfa di *L. depurator* in diverse fasi dell'azione di pesca (controllo-organismi catturati con nasse; fine della cala sperimentale; fine della fase di selezione del pescato commerciale; periodo di recupero in vasche) mediante cale sperimentali realizzate con il rapido (Pranovi *et al.*, 2001). Inoltre, allo scopo di considerare il ruolo della stagionalità, gli esperimenti sono stati realizzati sia in estate che in inverno. In estate, l'esposizione all'aria ha determinato elevati tassi di mortalità (100% dopo 40 minuti di esposizione). Di conseguenza, la fase sperimentale di esposizione all'aria è stata ridotta in questo periodo da 60 a 5 minuti. L'esposizione all'aria, associata alle alte temperature, ha determinato i cambiamenti maggiori negli indicatori di stress; i granchi sopravvissuti alla

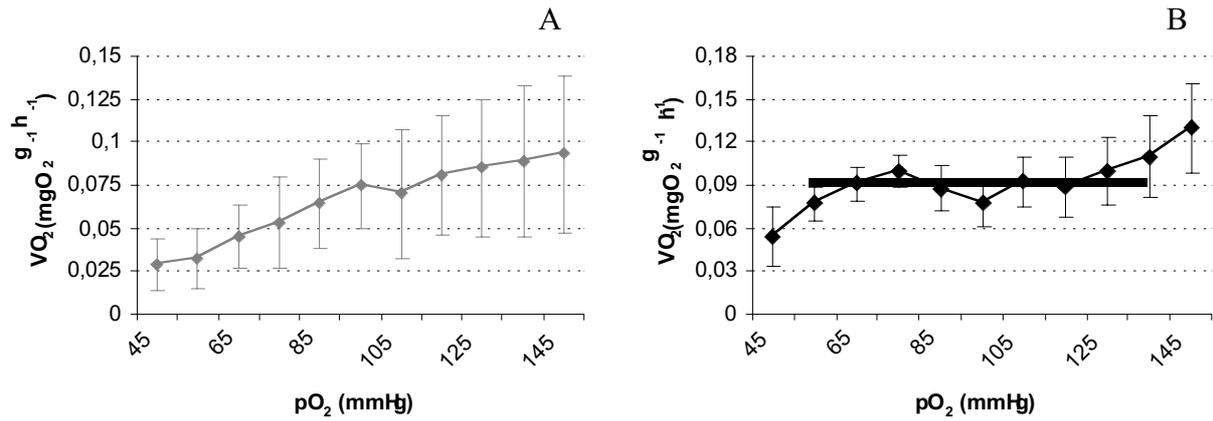


Figura 2. Andamento della velocità di consumo di ossigeno (VO_2) (media \pm dev.st.) in funzione della pressione parziale di ossigeno (pO_2) in *L. depurator*. A = organismi adattati a 15°C; B = individui adattati a 15°C ed esposti all'aria a 15°C per un'ora. La retta continua nera in B indica il tratto ossiregolativo.

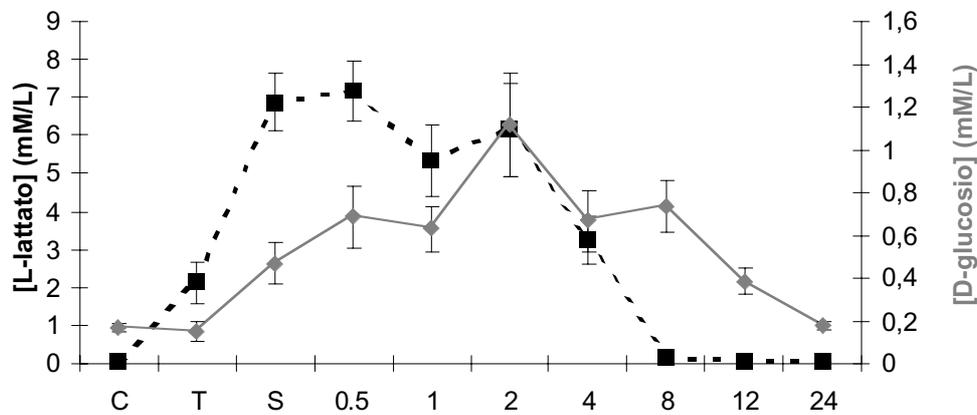


Figura 3. Andamento delle concentrazioni di L-lattato (linea continua) e D-glucosio (linea tratteggiata) (mM/L) in *L. depurator* nelle diverse fasi delle cale sperimentali condotte in inverno 2002. C = controllo (individui raccolti con nasse); T = individui alla fine della cala sperimentale di 40 minuti; S = individui alla fine della fase di esposizione all'aria di 60 minuti; 0.5, 1, 2, 4, 8, 12, 24 = ore dopo la reimmissione in acqua dei granchi catturati.

fase di esposizione all'aria, hanno recuperato i normali parametri entro 24 ore dopo la reimmissione in acqua marina (Fig. 3).

Conclusioni. La pesca commerciale determina uno stress importante in specie non bersaglio come *L. depurator*, inducendo cambiamenti significativi nella concentrazione dei metaboliti, nei parametri respirometrici ed elevate mortalità. Tra i diversi fattori di stress considerati, l'esposizione all'aria associata a shock termico appare essere più importante della semplice cattura con l'attrezzo. Tutto ciò potrebbe influenzare negativamente la dinamica di popolazioni quali quella di *L. depurator*.

Bibliografia

- BAYNE B.L., 1971. Oxygen consumption of three species of lamellibranch mollusc in declining oxygen tension. *Comp. Bioch. Phys. A*, 40: 955-970.
- BERGMANN M., TAYLOR A.C., MOORE P.G., 2001. Physiological stress in decapod crustaceans (*Munida rugosa* and *Liocarcinus depurator*) discarded in the Clyde *Nephrops* fishery. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 259: 215-229.
- PRANOVI F., RAICEVICH S., FRANCESCHINI G., TORRICELLI P., GIOVANARDI O., 2001. Discard analysis and damage to non-target species in the "rapido" trawl fishery. *Mar. Biol.*, 139: 863-875.



ESISTE UN *TRADE-OFF* TRA LA MORTALITA' INDOTTA DALLA PESCA E L'INPUT DI SCARTO NELLE POPOLAZIONI DI ORGANISMI SPAZZINI?

Tratto da: RAICEVICH S., LIBRALATO S., PRANOVI F. Is there a trade-off between the fishing induced mortality and carrion supply in scavengers populations? Poster presentato al simposio internazionale "4th World Fishery Congress", 2-6 maggio 2004, Vancouver (Canada).

La sensibilità delle specie non commerciali al disturbo della pesca è specie-specifico (alcune specie sono più fragili e vulnerabili di altre) e attrezzo-specifico (alcuni attrezzi e tecniche di pesca sono più impattanti di altre); tutto ciò induce mortalità differenziate nelle popolazioni disturbate.

Le specie con minore fragilità, quelle *r*-strategie, nonché quelle adattate ad ambienti molto variabili (ad es. fascia intertidale e limite superiore della zona subtidale) dovrebbero essere meno vulnerabili al disturbo della pesca rispetto a quelle il cui corpo è protetto da strutture rigide (es. nicchio), *k*-strategie e diffuse in ambienti stabili. Inoltre, le specie spazzine (organismi dotati di un'elevata capacità trofica ed in grado di nutrirsi di individui danneggiati oppure uccisi – organismi opportunisti) sono soggette al *trade-off* tra i costi energetici associati al disturbo della pesca (danneggiamenti subletali e letali subiti) ed i vantaggi energetici costituiti dalla fonte di cibo addizionale rappresentata dallo scarto. Di conseguenza, anche le popolazioni spazzine, potrebbero mostrare una maggiore resistenza al disturbo della pesca.

Questo modello teorico è stato applicato a *Liocarcinus depurator* (Crustacea: Brachyura) un organismo spazzino che rappresenta il crostaceo più importante nello scarto della pesca demersale del Nord Adriatico. Per questo motivo sono state considerate le caratteristiche ecologiche di *L. depurator* e le conoscenze acquisite a livello sperimentale rispetto alla sua vulnerabilità alla pesca.

In Nord Adriatico questa specie è diffusa a profondità comprese tra i 20 e 45 m, dove la temperatura è relativamente stabile lungo tutto l'anno (9-16°C). Inoltre, è caratterizzata da una fragilità intermedia e possiede un periodo riproduttivo che si estende a quasi tutto l'anno.

Viene catturato con attrezzi a strascico (coccia e rapido) e, nelle fasi di selezione del pescato, può essere esposto all'aria sul ponte fino a 2 ore. Durante il processo di pesca, *L. depurator* subisce elevate frequenze di impatto: circa il 50% degli individui presenta perdite di appendici mentre nel 10% dei casi i danni sono letali (Pranovi *et al.*, 2001). Inoltre, *L. depurator* è soggetto ad un elevato stress fisiologico a causa del processo di pesca. Tra i diversi agenti di disturbo, la temperatura nelle fasi di selezione del pescato è il fattore più importante (Raicevich *et al.*, 2004). La mortalità diretta indotta dalla pesca (dopo un'ora di esposizione all'aria) varia tra il 10% (inverno) ed il 100% (estate; Raicevich, 2004).

Nonostante l'intenso sforzo di pesca presente nel Nord Adriatico, è stata rilevata solo una lieve diminuzione dell'abbondanza di tale specie nell'area di studio. In accordo con il nostro modello teorico, l'elevata resistenza di *L. depurator* al disturbo della pesca può essere spiegato dal suo comportamento di specie spazzina: i vantaggi energetici che derivano dalla disponibilità di cibo, costituito dallo scarto della pesca, sebbene non prevedibile, potrebbero bilanciare almeno in parte i costi energetici associati al danneggiamento, allo stress fisiologico ed alla mortalità indotta dalla pesca.

Bibliografia

- PRANOVI F., RAICEVICH S., FRANCESCHINI G., TORRICELLI P., GIOVANARDI O., 2001. Discard analysis and damage to non-target species in the "rapido" trawl fishery. *Mar. Biol.*, 139: 863-875.
- RAICEVICH S., BOTTER L., PRANOVI F., MATTIELLO S., DI MURO P., BELTRAMINI M., 2004. Physiological stress induced by commercial fishing on non-target species. 4th World Fishery Conference, 2-6 maggio 2004, Vancouver, Canada.
- RAICEVICH 2004. Assessment of ecological disturbance in marine habitats. PhD thesis. University of Venice, Environmental Sciences Dept., 139 pp.



ORIENTORS ECOLOGICI, DISTURBO DA PESCA E DINAMICHE DI RECUPERO

Tratto da: PRANOVI F., S. LIBRALATO, S. RAICEVICH, O. GIOVANARDI, R. PASTRES, 2004. Ecological orientors, fishery disturbance and recovery dynamics. Poster presentato al Congresso mondiale sulla pesca a Vancouver (Canada), 2-6 maggio 2004

La gestione ecosistemica della pesca, anche allo scopo di valutare le prestazioni delle strategie adottate, deve affrontare il problema della definizione di quale sia il livello di disturbo dato ad uno "stato di riferimento dell'ecosistema". Gli *orientors* ecologici e le *goal functions* relative sembrano fornire una modalità alternativa all'analisi di questo problema, visto che permettono di valutare la distanza dallo stato di riferimento e quella reale in termini di una singola funzione valutata.

Per sintetizzare in un indice i cambiamenti in termini di biomassa e composizione della comunità bentonica prendendo in considerazione l'importanza ecologica di ciascuna specie valutata attraverso il suo contributo alla complessità dell'ecosistema, abbiamo applicato l'indice dell'**exergia**. Infatti il grado di complessità di un ecosistema può essere misurato da un esame della sua exergia (Müller, 1997). L'exergia, un concetto derivato dalla termodinamica, è l'ammontare di lavoro che può essere ottenuto da un sistema quando viene in contatto all'equilibrio con un gruppo di *reservoirs* (sorgenti) (Fath, 2002). L'exergia riflette la qualità dell'energia, cosicché può essere considerata essere una misura della distanza dall'equilibrio termodinamico: gli ecosistemi autoorganizzanti tendono ad immagazzinare e ad aumentare l'exergia e, quindi, questo concetto è proposto come misura di crescita e sviluppo dell'ecosistema verso la maturità (Jørgensen and Nielsen, 1998). Lo stato di riferimento per il calcolo dell'exergia è l'ecosistema all'equilibrio termodinamico, che è un ecosistema senza forme di vita e con tutta l'energia ed i costituenti formanti un "brodo primitivo, inorganico".

Secondo Jørgensen *et al.*, 1995 l'exergia è definita da: $Ex = RT \sum_{i=0}^N (C_i \cdot \beta_i)$

dove C_i è la densità della biomassa della specie (i) nel sistema e β_i sono i coefficienti che esprimono l'informazione contenuta entro la specie (i) stimata per mezzo dell'informazione genetica (numero di geni). Lo schema sperimentale qui applicato ci permette di usare l'area indisturbata come uno stato interno di riferimento, aggirando i problemi che nascono dall'uso di un riferimento così distante come l'equilibrio termodinamico.

L'**emergia** è l'energia incorporata e rappresenta l'ammontare di energia necessaria per l'organizzazione e la costruzione di organismi viventi. Assumendo un'efficienza di trasferimento costante attraverso la rete trofica, l'ammontare totale di energia necessaria per costruire una data biomassa può essere stimata per mezzo del numero di passaggi dell'energia dalle forme autotrofe ad un dato organismo, quindi l'emergia può essere calcolata basandosi sul livello trofico di un organismo (Jørgensen *et al.*, 1995), in maniera simile alla stima della Produzione Primaria Richiesta (PPR di Pauly e Christensen, 1995).

Secondo un modello semplificato BACI (Before, After, Control, Impact), due diversi siti di studio (habitat fango e sabbia) sono stati campionati prima e dopo un evento di disturbo (una cala a strascico sperimentale). Il processo di ricolonizzazione è stato analizzato fino a 270 e 900 giorni dopo la cala, raccogliendo periodicamente campioni di macrofauna attraverso una sonda. L'applicazione delle *goal function* per studiare l'evoluzione delle serie storiche dei dati piuttosto che l'evoluzione dei modelli ecosistemici sembra essere promettente. Gli *orientors* ecologici, qui usati per sintetizzare il processo di recupero delle comunità bentoniche, ci permettono di valutare la presenza di cambiamenti dinamici del ruolo (fonte e immagazzinamento) giocato dalle aree trattate e non trattate (fig. 1 e 2). Tutto questo fa nascere una domanda: può il controllo (definito come l'area indisturbata) essere soggetto ad una sorta di disturbo dall'area trattata durante il processo di recupero?

Bibliografia

- FATH B.D., 2002. In: Rizzoli A.E. and Jakeman A.J. (Eds), 2002. Integrated Assessment and decision support. Proceedings of the 1st biennial meeting of the International Environmental Modelling and Software Society, Vol. 2: 7-12.
- JØRGENSEN, S.E., S.N. NIELSEN AND H. MEJER. 1995. *Ecol. Mod.* 77: 99-109.
- JØRGENSEN S.E. AND S.N. NIELSEN. 1998. In: Müller F. and Leupelt M. (Eds.), *Eco targets, goal function and orientors*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 64-86.
- MÜLLER F. 1997. *Ecol. Mod.* 100: 135-161.

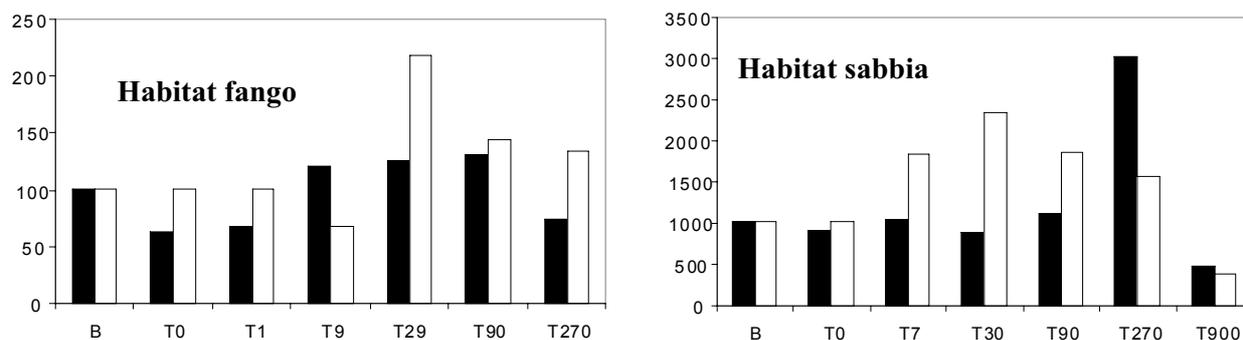


Figura 1. Andamento dell'Emergia negli habitat a fango e sabbia a diversi giorni dal trattamento. ■ = trattamento; □ = controllo.

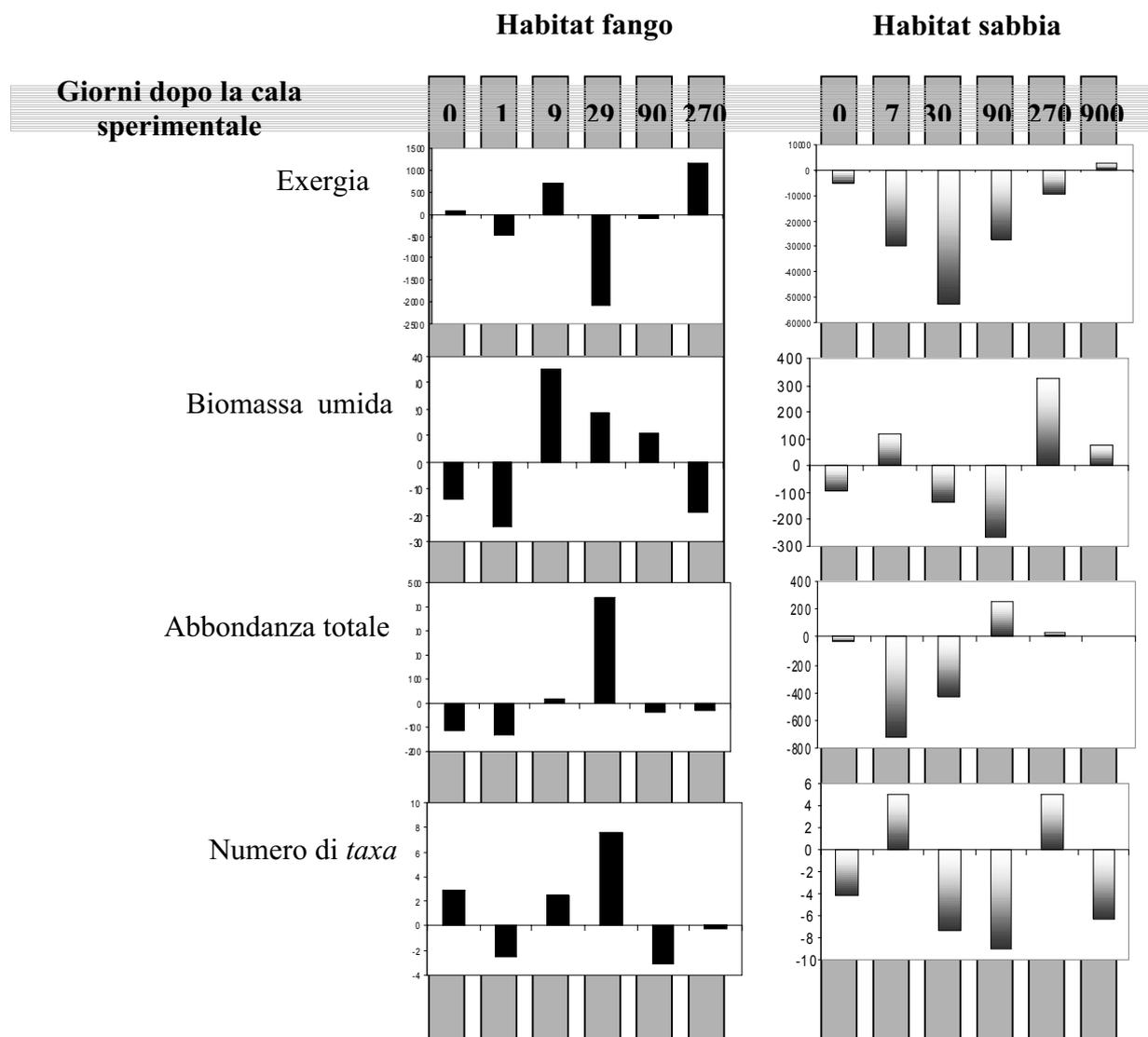


Figura 2. Andamento di Exergia, Biomassa umida, Abbondanza totale, Numero di taxa (differenza tra controllo e trattamento) negli habitat fango e sabbia.



LA PESCA “SPECIALE” DELLE LARVE DI *SARDINA PILCHARDUS* (“BIANCHETTO”) LUNGO LE COSTE LIGURI E CAMPANE: DESCRIZIONE E CONSIDERAZIONI GENERALI

Tratto da:

ROMANELLI M., COLLOCA F., GIOVANARDI O., MANZUETO L., 1998, Effetti della pesca di novellame da consumo (“bianchetto”) in Italia (aree Liguria e Campania). *Biologia Marina Mediterranea*, 5 (3): 520-528

ROMANELLI M., COLLOCA F., GIOVANARDI O., 2002, “Growth and mortality of exploited *Sardina pilchardus* (Walbaum) larvae along the western coast of Italy”, *Fisheries Research*, 55: 205-218.

ROMANELLI M., GIOVANARDI O., 2000, “A special fishery aimed at advanced larvae of *Sardina pilchardus* (Walbaum) along the northwestern and central western coasts of Italy: a general report”, *Biologia Marina Mediterranea*, 7 (3):158-172.

Lungo il litorale italiano sono molte le marinerie che durante l’inverno hanno come bersaglio commerciale la larva della sardina in fase avanzata (principalmente 25-35 mm di lunghezza) denominata “bianchetto”. Per minimizzare l’impatto che può essere determinato dall’utilizzo delle reti a maglia stretta (5 mm di apertura minima) sulle comunità ittiche litoranee e sulle specie non-obiettivo, la stagione della pesca è limitata a due mesi e nessun ulteriore permesso è stato rilasciato durante l’ultima decade. Tuttavia, questa attività di pesca potrebbe essere bloccata nel prossimo futuro dall’applicazione delle nuove disposizioni comunitarie (Regolamento 1626/94) miranti a tutelare le risorse alieutiche del Mar Mediterraneo. Questo tradizionale tipo di pesca costituisce, grazie all’elevato prezzo di vendita, un’importante risorsa per gli operatori delle unità di pesca di minori dimensioni e quindi una risorsa per le comunità locali. Al fine di valutare l’impatto ambientale dei sistemi di pesca in uso nelle diverse località, sono state condotte delle indagini da alcuni Istituti di ricerca durante il biennio 1996-97. Nel caso delle aree ligure e campana le ricerche sono state svolte nel corso della stagione ufficiale di pesca (15 gennaio-15 marzo in entrambi gli anni di studio) e tutte le prove di pesca sono state effettuate a bordo di piccole imbarcazioni utilizzando le attrezzature di pesca commerciale in uso. Per mezzo di moduli riempiti dai pescatori ogni mese, si sono ottenute le informazioni sul numero, sul tonnellaggio medio e sulla localizzazione delle imbarcazioni autorizzate nelle due zone investigate: litorale ligure e Golfo di Salerno. La zona di Sestri Levante è stata scelta come il area principale della ricerca; qui si sono tenute le prove di pesca da novembre 1995 a maggio 1996 e da settembre del 1996 ad aprile del 1997. Prove di pesca simili sono state effettuate vicino Alassio e Varazze (Liguria occidentale) durante la stagione di pesca ufficiale 1997 (16 gennaio-15 marzo), come pure nel Golfo di Salerno. La pesca del bianchetto o di altre risorse allo stadio larvale sono effettuate da secoli in molte zone del bacino mediterraneo. Secondo Iannibelli e Levi (1995) questa attività in Italia può essere fatta risalire al secolo XIV. Similmente, fin dal secolo XVI lungo le coste spagnole i banchi larvali di acciuga (*Engraulis encrasi-cholus*) sembrano essere stati oggetto di pesca; sul finire degli anni settanta tale attività era ancora fiorente e circa 200 imbarcazioni insistevano su una sezione della linea di costa di circa 20 km nei pressi di Malaga (Garcia *et al.*, 1981). Penso (1940) indicando i nomi locali delle varie specie di pesci commercializzati in zone differenti d’Italia riporta dei termini specifici per il bianchetto soltanto in quelle aree che sono al giorno d’oggi le più produttive per questa risorsa. Un’eccezione è il Golfo di Manfredonia, attualmente la zona di pesca più importante su scala nazionale (Cingolani *et al.*, 1986; Ungaro *et al.*, 1994; Anonimo, 1997), per il quale non è segnalato nessun nome locale; inoltre, la pesca del bianchetto è ignorata nel rapporto dettagliato di La Sorsa (1927) sulle attività di pesca esercitate a Manfredonia e sulle coste Apuliane durante al metà degli anni ’20. Nella monografia di Targioni-Tozzetti (due parti, 1871 e 1872) sulla legislazione della pesca in vigore nelle differenti regioni d’Italia prima dell’unificazione, la cattura del bianchetto risulta autorizzata soltanto lungo il litorale ligure. I divieti e le leggi locali che disciplinano questa attività di pesca tuttavia testimoniano la sua persistenza, per decenni o secoli, anche in altre zone marittime. La legge 3706 del 4 marzo 1877 confermò le precedenti misure circa la pesca del bianchetto, poiché l’attività fu autorizzata lungo le coste liguri e proibita a altrove. Vale la pena di notare che parecchi biologi (Trinchese, 1866, citato da Targioni-Tozzetti, 1871, alle pagine 20-21; Pavesi, 1875) si espressero per un divieto totale della pesca delle larve di sardina, per evitare qual-

Nota: questa sintesi è stata inserita, anche se fuori area geografica, per i collegamenti alle altre “pesche speciali” e alla mortalità delle larve di acciuga riportate su altra sintesi di questo quaderno.



siasi danneggiamento potenziale degli stock del pesce adulto. Nonostante le limitazioni imposte dalla legge, il bianchetto è stato pescato durante le seguenti decadi in quasi tutte le zone dove questa risorsa era tradizionalmente già sfruttata (D'Ancona, 1931; Canapiè, 1932; Marano *et al.*, 1981; Iannibelli e Levi, 1995). Inoltre, molte barche erano impegnate in questa attività e il quantitativo delle catture era presumibilmente comparabile con quello pescato al giorno d'oggi, se non superiore. La pesca delle larve di sardina è stata legalizzata lungo l'intera costa italiana nel 1977, per due mesi l'anno entro il periodo che va dal 1 dicembre al 30 aprile. Attività di pesca simili a quella del bianchetto sono effettuate da molte decadi nelle acque costiere giapponesi e taiwanesi. In entrambe le zone le specie catturate sono larve di Clupeidi che variano tra i 15 e i 45 mm. Durante il periodo 1952-1988 le catture annuali dei clupedi larvali per le acque giapponesi sono stati valutati fino a 5000 t (Nagai, 1991), mentre la produzione di Taiwan è stata in media di 550 t negli ultimi anni (Lee *et al.*, 1995). Tuttavia, va fatto notare che tale attività di pesca in entrambi i paesi ha come obiettivo principalmente larve di specie con un ciclo vitale più breve di *S. pilchardus*, che raggiungono la maturità in pochi mesi e che raramente vivono più di un anno (Takizawa, 1980; Lee *et al.*, 1994, 1995; Lee e Lee, 1996).

Nel 1982 la produzione nazionale di bianchetto è stata valutata intorno alle 750 t (Cingolani *et al.*, 1986). Dal 1987 al 1997 il numero di barche autorizzate alla pesca del bianchetto sono diminuite approssimativamente da 1000 a 700 e in Sicilia 300 barche sono state autorizzate nel 1995 dalle autorità locali competenti. Se si considerano anche le imbarcazioni che pescano il rossetto (*Aphia minuta*), che può essere catturato assieme alle larve di sardina a norma di legge, ecco che le imbarcazioni autorizzate salgono a 850 unità circa. In Liguria e nel Golfo di Salerno, c'è stata una diminuzione marcata nel numero di barche autorizzate: nel 1987 erano rispettivamente 129 e 79 unità, mentre dieci anni dopo erano 105 e 41. Tuttavia, in entrambe le zone di studio il numero di imbarcazioni autorizzate non è cambiato durante le stagioni di pesca 1996-'98 (fonte: Direzione Generale per la Pesca e l'Acquicoltura del Ministero per le Politiche Agricole).

Nelle aree di studio la pesca viene effettuata in acque poco profonde (2-8 m) sopra fondali sabbiosi. Nelle 175 cale effettuate con reti commerciali durante le indagini sono state catturate complessivamente esemplari appartenenti a 32 specie di pesci teleosti, 4 specie di molluschi cefalopodi e 7 specie di crostacei decapodi, ma questi numeri sono in gran parte dovuti alle catture di Sestri Levante. Nei campioni raccolti durante la stagione di pesca ufficiale, le principali specie commerciali catturate sono: giovanili di *Aphia minuta* (rossetto), larve avanzate di *Pagellus acarne* (pagello bastardo) e giovanili di *Loligo vulgaris* (calamaro). In tutte le cale in cui è stata valutata la composizione in specie è risultata predominante *S. pilchardus*; se si tiene conto che 1 kg di bianchetto è composto da circa 7.000-12.000 larve di sardina, si capisce che la frequenza numerica delle altre specie è minima. L'esame macroscopico dei contenuti stomacali dei pesci che potenzialmente possono predare il bianchetto hanno fornito pochi risultati poiché la maggior parte degli esemplari risultavano privi dei resti alimentari. Soltanto durante la campagna effettuata a Sestri Levante verso la fine di febbraio del 1996, sono state pescate una quarantina di acciughe (del peso compreso tra 0,7 e 2,0 g) il cui 20% aveva ingerito una o più larve di sardina. Occasionalmente, sono stati trovati dei pesci ago che contenevano qualche bianchetto nello stomaco, ma la quantità di alimento larvale era sempre trascurabile. Inoltre la buona condizione di conservazione delle larve e la loro lunghezza non può far escludere che siano stati ingeriti durante l'azione di pesca. Un'eccezione è fatta da un singolo pesce ago nel cui stomaco sono state rinvenute circa 130 larve di sardina. Nella stessa zona sono stati catturati parecchi giovanili di *Pomatomus saltatrix* (pesci serra) di 0,4-0,7 g ciascuno che contenevano larve parzialmente digerite fino ad un massimo del 5% del proprio peso. Al contrario, gli stomaci dei giovanili di *P. acarne* erano vuoti o contenevano i resti di Crostacei Anfipodi. Il campionamento di Sestri Levante ha mostrato che i banchi di bianchetto possono essere trovati da novembre ad aprile, ma sono relativamente abbondanti soltanto dall'inizio di gennaio fino a metà Aprile (Romanelli *et al.*, 1998). Nell'autunno 1996 le catture di larve di sardina sono incrementate più velocemente che non nell'anno successivo, probabilmente a causa delle basse temperature delle acque costiere (Romanelli, 1997). Data l'estensione delle coste liguri (circa 350 Km), è difficile fare delle stime precise partendo dalle informazioni sulle catture commerciali della risorsa, ma queste sono risultate basse nella stagione di pesca ufficiale 1997 e presumibilmente anche in quella dell'anno precedente. Nel 1997, le catture medie di larve di sardina erano di 70 kg per le barche autorizzate con base a Sestri



Levante e nel porto adiacente di Lavagna (8 pescherecci) e circa 120 kg per quelle che operano vicino ad Alassio ed a Varazze (8 pescherecci). Il numero di giorni in mare spesi per la pesca al bianchetto sono stati in media $8,0 \pm 3,2$ per le barche della zona di Sestri Levante e Lavagna come anche per quelli controllati ad Alassio ed a Varazze. Quindi, le catture di bianchetto (considerando esclusivamente le larve) nel complesso sono state stimate intorno alle 8 t per l'intera zona ligure durante la stagione di pesca 1997; il peso medio delle singole larve è risultato di 105 mg. Per quanto riguarda la stagione di pesca ufficiale 1996, il campione è stato realizzato soltanto a Sestri Levante, il numero medio di giorni di pesca è stato di $12,0 \pm 2,8$ e le catture commerciali per ogni imbarcazione (9 pescherecci) è stata di 110 kg. Nel Golfo di Salerno durante la stagione 1997, le catture in media sono state valutate in 280 kg di larve e in 135 kg di giovanili di sardina per ognuno dei (41) pescherecci autorizzati. Il peso medio del bianchetto era di 85 mg e di 410 mg quello dei giovanili. Su questi dati si è stimata una cattura complessiva di $1,45 \times 10^8$ individui di *S. pilchardus* per l'intera flotta nel periodo di pesca ufficiale. Le distribuzioni di taglia delle larve nei campioni raccolti con la sciabica utilizzata a Sestri Levante risultavano spesso unimodali e differivano dalle distribuzioni dei campioni degli altri siti ottenuti utilizzando reti più grandi. Nei campioni di bianchetto di Sestri Levante, i picchi modali erano compresi tra 21 e 37 mm. Tuttavia, 38 delle 47 distribuzioni hanno definito picchi modali con range 27-32 mm e i campioni con i picchi modali tra 21 e 24 mm (N=5) sono stati ottenuti a metà autunno per entrambi gli anni 1995 e 1996. Nelle complessive 10 distribuzioni di taglia che sono state definite sui campioni di bianchetto di Alassio e di Varazze, nove risultano bimodali con un primo picco tra 27 e 31 mm ed un secondo tra 36 e 44 mm. La maggior parte dei campioni di bianchetto ottenuti dalle singole cale realizzate nel Golfo di Salerno hanno restituito delle distribuzioni plurimodali e questo presumibilmente implica che nel popolamento fossero presenti fino a quattro gruppi d'età differenti (coorti). Una progressione modale piuttosto chiara dei banchi è stata osservata in questa zona durante il periodo di pesca 16 gennaio - 15 marzo 1997. Inizialmente i banchi erano composti di larve di sardina di 21,5-22,5 mm di lunghezza, che progressivamente con il passare del tempo si sono accresciute. La crescita media giornaliera è stata stimata pari a 0,33-0,39 mm. Le osservazioni sugli otoliti di larve di origine e taglia differenti hanno indicato una crescita giornaliera di 0,33-0,37 mm e che le larve di sardina di lunghezza compresa nel range 25-35 mm (la taglia più comune tra i bianchetti pescati) hanno trascorso 25-55 giorni dalla formazione del primo anello. Malgrado i dati raccolti sulla mortalità fossero molto variabili, indicavano che un'elevato numero di individui morivano ogni giorno; il tasso quotidiano di sopravvivenza, per differenti date e zone di campionamento, era del 92-98%. La ricerca indica che la pesca del bianchetto, effettuata con la sciabica da natante, è molto selettiva, poiché le catture appaiono costituite in maniera pressoché esclusiva da larve della specie bersaglio. Inoltre le reti si mantengono quasi sempre ad una certa distanza dal fondo (questo al fine di non danneggiare il pescato e le maglie finissime delle stesse reti), per cui l'impatto nei confronti dei popolamenti bentonici appare minimo. Stime preliminari sulla mortalità delle larve di *S. pilchardus* hanno inoltre messo in luce che almeno metà di esse muore prima di giungere alla metamorfosi. Alcuni indizi fanno ritenere che tale mortalità sia prevalentemente dovuta a fattori indipendenti dall'attività di pesca, per cui appare lecito supporre che il prelievo di larve a scopo commerciale non abbia gravi effetti sulla consistenza degli stock di sardine adulte. In effetti l'esame di fonti bibliografiche ha messo in luce che nei decenni passati la consistenza delle catture di novellame di sardina era, per le due aree in esame, pari o superiore a quanto osservato nel corso della nostra indagine. Ciò non toglie che per poter conciliare i requisiti sociali ed ambientali di questa attività, dovrebbe essere adottata su scala nazionale una politica di medio-lungo termine atta a ridurre lo sforzo di pesca per mezzo di misure legislative che limitino il numero di imbarcazioni autorizzate a questo tipo di pesca, soprattutto quando è condotta utilizzando natanti di grossa stazza che potrebbero con le loro elevate catture avere ripercussioni sugli stock degli adulti come nel caso di Manfredonia (Giovanardi, 1998).

Bibliografia

- ANONYMOUS (1997) - Produzione della pesca in Italia. 1° trimestre 1997. *Gazzettino della Pesca*, Anno XLIV, (12), 9-10
- BINI G. (1968) - *Atlante dei pesci delle coste italiane*. Mondo Sommerso, Milano, IV, 1-163
- CANAPIÈ G. (1932) - *Testo delle leggi sulla pesca marittima, lacuale e fluviale coordinato e illustrato da nozioni di ittiologia italiana*. Tipografia Etruria Nuova, Grosseto, 1-254



- CINGOLANI N., S. R. COPPOLA, J. MORTERA (1986) - Studio di fattibilità per un sistema di rilevazione campionaria delle statistiche di pesca (PESTAT). Parte II: statistiche sulle catture e sullo sforzo di pesca. *Quad. Ist. Ric. Pes. Mar.*, V, 1 (suppl.), 1°-2° parte, 1-753
- D'ANCONA U. (1931) - Clupeoidei. *Fauna e Flora del Golfo di Napoli*, 31, (1), 1-21
- FISCHER W., M. SCHNEIDER, M. L. BAUCHOT (Eds.) (1987) - *Fiches FAO d'identification des especes pour les besoins de la pêche: Méditerranée et Mer Noire*. FAO, Rome, Vols I-II, Rev. 1
- FUSCO N. (1972) - Il fondo del mare dal confine francese a Capo Noli. *Mem. Min. Mar. Merc.*, 1-175
- GARCIA A., J. CRESPO, J. C. REY (1981) - A contribution to knowledge of the Southern part of the Spain's Mediterranean coastal zone including a description of a beach seine fishery. *G.F.C.M. Studies and Reviews*, 58, 141-152
- GIOVANARDI O. (1998) - Sintesi sulle conoscenze sulla pesca del "bianchetto" in Italia. *Relazione alla Direzione Generale Pesca e Acquacoltura, Ministero per le Politiche Agricole*, novembre 1998, 1-8
- IANNIBELLI M., D. LEVI (1995) - *Sardina pilchardus* (Walb.) fry fishery in a Middle Tyrrhenian Bay (Salerno, Italy): biological, technological and management aspects. *Rapp. Comm. int. Médit.*, 34, 245
- IREPA (1998) - La pesca in Italia. Le pesche speciali nel corso del 1° trimestre 1998. *Informa Irepa*, 4, n. 1/1998
- ISTAT (1954) - *Annuario Statistico della Zootecnia Caccia e Pesca* III, 1-125
- LA SORSA S. (1927) - *L'industria della pesca in Puglia*. Ditta Giuseppe Favia Stamperia, Bari, 1-75
- LEE M. A., K. T. LEE, G. H. SHIAH (1994) - Seasonal changes in commercial catches of larval anchovy in Southwest waters of Taiwan. *J. Fish. Soc. Taiwan*, 22, (1), 49-56
- LEE M. A., K. T. LEE, G. H. SHIAH (1995) - Environmental factors associated with the formation of larval anchovy fishing grounds in the coastal waters of in Southwest Taiwan. *Mar. Biol.*, 121, 621-625
- LEE M. A., K. T. LEE (1996) - The larval anchovy (*Engraulis japonicus*) fishery in relation to the environmental factors in coastal waters of Fangliang, Taiwan. *Fish. Res.*, 26, 37 - 48
- MARANO G., N. CASAVOLA, R. VACCARELLA (1981) - Pesca del "bianchetto" in Terra di Bari. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, 3, (suppl.1), 101-110
- MC GURK M. D. (1987) - Age and growth of Pacific herring larvae based on length-frequency analysis and otolith ring number. *Environm. Biol. Fishes*, 20, 33-47
- NAGAI T. (1991) - Trends and catch on stock abundance indices of the Japanese anchovy in the Seto Inland Sea. *Bull. Nansei Natl. Fish. Res. Inst.*, 24, 1-26 (in Japanese, English summary)
- PARONA C. (1898) - La pesca marittima in Liguria. *Boll. Zool. Univ. Genova*, (66), 1-69
- PAVESI P. (1875) - Rapporto a S.E. il Signor Ministro della Marina contro la pesca dei "bianchetti". *Atti Soc. It. Sc. Nat.*, XVIII, 102-110
- PENSO G. (1940) - Dizionario dei nomi scientifici e dialettali dei prodotti della pesca. *Boll. Pesca, Pisc., Idrobiol.*, XVI, (1), 41-101
- PEPIN P. (1991) - Effect of temperature and size on development, mortality and survival rate of the pelagic early life history stages of marine fish. *Can. J. Aquat. Sci.*, 48, 503-518
- PIAGGIO C. (1927) - Metodi ed usi di pesca nelle acque del Circondario Marittimo di S. Margherita Ligure. *Boll. Pesca, Pisc., Idrobiol.*, III, (1), 3-41
- PINHEIRO P. C., M. F. MAIA CORREA, H. L. SPACH (1994) - Caracteres consistentes para indentificação de pós-larvas, juvenis e adultos de *Anchoa parva* e *A. tricolor* (Pisces, Engraulidae). *Arq. Biol. Tecnol.*, 37, (4), 843-852
- QUESADA SANCHEZ M. A. (1991) - Recopilación bibliográfica (entre 1950-1990) de parametros biologicos de peces, crustaceos y molluscos de stocks del Mediterraneo occidental. *Inf. Tec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 1-157
- REINA HERVÁS J. A., P. SERRANO (1987) - Structural and seasonal variations of inshore fish populations in Malaga Bay, Southeastern Spain. *Mar. Biol.*, 95, 501-508
- RÉ P. (1983) - Daily growth increments in the sagitta of pilchard larvae *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) (Pisces: Clupeidae). *Cybium*, 3e série, 7, 9-15
- RICKER W. E. (1975) - Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 191, 1-382
- ROMANELLI M. (1997) - Effetti della pesca di novellame di consumo (bianchetto) in Italia. Aree: Liguria e Campania. *Relazione finale alla Direzione Generale Pesca e Acquacoltura, Ministero Politiche Agricole*, giugno 1997, 1-73
- ROMANELLI M., F. COLLOCA, R. GERMANO, M. MANCA, L. MANZUETO, O. GIOVANARDI (1998) - Analisi delle catture ottenute in campionamenti svolti con una sciabica da "bianchetto" nell'area di Sestri Levante (Liguria Orientale). *Biol. Mar. Medit.*, 5, 718-720
- ROMANELLI M., F. COLLOCA, O. GIOVANARDI (2002) - A special fishery aimed at advanced *Sardina pilchardus* (Walbaum) larvae on the northwestern and central western coast of Italy: composition of catches and yields, growth and mortality of the larval pilchards. *Fish. Research*, 55: 205-218
- SASSI A. (1846) - *Saggio sui pesci, rettili e mammiferi della Liguria*. Tipografia Ferrando, Genova, 1-41
- SPARRE P. (1987) - Computer programs for fish stock assessment. Length-based fish stock assessment (L.F.S.A.) for Apple II computers. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 101, suppl. 2, 1-218
- TAKIZAWA K. (1980) - Estimation of the parameters concerning with the growth and survival processes of "shirasu" from its size composition. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 46, 1489-1492
- TARGIONI-TOZZETTI A. (1871) - La pesca in Italia. Documenti raccolti per cura del Ministero Agricoltura Industria e Commercio del Regno d'Italia. *Ann. Min. Agr. Ind. Comm.*, vol. I, (parte I), 1-678
- TARGIONI-TOZZETTI A. (1872) - La pesca in Italia. Documenti raccolti per cura del Ministero Agricoltura Industria e Commercio del Regno d'Italia. *Ann. Min. Agr. Ind. Comm.*, vol. I, (parte II), 1-771
- TARGIONI-TOZZETTI A. (1880) - *La pesca nei Mari Italiani e la pesca all'estero esercitata da Italiani. Introduzione al catalogo della Sezione Italiana all'esposizione internazionale della pesca in Berlino nell'anno 1880*. Stamperia Reale, Firenze, I-CXXXVI+1-221
- TRINCHESE S. (1866) - Lettera del Prof. Salvatore Trinchese, Direttore del Gabinetto di Storia Naturale, al Rettore della R. Università di Genova (16 marzo 1866). In TARGIONI-TOZZETTI A. (1871) - La pesca in Italia. Documenti raccolti per cura del Ministero Agricoltura Industria e Commercio del Regno d'Italia. *Ann. Min. Agr. Ind. Comm.*, I, (parte I), 1-678
- UNGARO N., N. CASAVOLA, G. MARANO, E. RIZZI (1994) - "Bianchetto" and "rossetto" fry fisheries in the Manfredonia Gulf: effort exerted and catch composition. *Oebalia*, XX, 99-106
- ZOLEZZI G. (1941) - Su alcuni sistemi di pesca in uso in Liguria. *Boll. Pisc. Pisc. Idrobiol.*, XVII, (2), 35-71