

DOI: [10.5281/zenodo.1199558](https://doi.org/10.5281/zenodo.1199558)



CONSIGLIO NAZIONALE DELLE RICERCHE  
ISTITUTO PER L'AMBIENTE MARINO COSTIERO  
SEDE DI CASTELLAMMARE DEL GOLFO

*Decreto 1397 del 27/05/2004 di cui al bando di contributo straordinario  
D.M. 1105/2002 del 9/10/2002  
Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca*

## **PROGETTO N° 63**

# **RICOSTITUZIONE DELLE RISORSE DI PESCA IN UN'AREA PRECEDENTEMENTE SOGGETTA AD INTENSO SFRUTTAMENTO: DINAMICHE A LARGA SCALA DEL POPOLAMENTO ITTICO E DELLA STRUTTURA TROFICA DELLA COMUNITA' MARINA**

## **RAPPORTO FINALE**

### **Responsabili scientifici del progetto:**

FABIO BADALAMENTI, GIOVANNI D'ANNA, CARLO PIPITONE

Ottobre 2007

## SOMMARIO

ELENCO DEI COLLABORATORI .....	3
RINGRAZIAMENTI .....	3
RIASSUNTO .....	4
<b>PRIMA PARTE .....</b>	<b>7</b>
1 - INTRODUZIONE .....	7
2 - OBIETTIVI DEL PROGETTO .....	18
3 - STRUTTURA DEL RAPPORTO FINALE .....	19
<b>SECONDA PARTE .....</b>	<b>20</b>
4 - CARATTERISTICHE DELL'AREA DI STUDIO .....	20
5 - MATERIALI E METODI .....	29
<b>TERZA PARTE .....</b>	<b>34</b>
6 - EFFETTO DEL DIVIETO DI PESCA A STRASCICO SULLA BIOMASSA DELLA FAUNA DEMERSALE .....	34
7 - EFFETTI DELLA PROTEZIONE SULLA STRUTTURA DEL POPOLAMENTO DEMERSALE .....	72
8 - INFLUENZA DEL DIVIETO DI PESCA A STRASCICO SUGLI SPETTRI DI TAGLIA DI ABBONDANZA E BIOMASSA DELLA COMUNITÀ DEMERSALE .....	103
9 - VARIAZIONI TROFODINAMICHE LEGATE ALLA TAGLIA IN UNA ZONA INTERDETTA ALLA PESCA A STRASCICO .....	133
10 - DINAMICA SPAZIO-TEMPORALE DELLA TRIGLIA DI FANGO, <i>MULLUS</i> <i>BARBATUS</i> E IDENTIFICAZIONE DI AREE CHIAVE NELLA BIOLOGIA DELLA SPECIE .....	181
11 - BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DELLA TRIGLIA DI FANGO, <i>MULLUS</i> <i>BARBATUS</i> .....	218
<b>QUARTA PARTE .....</b>	<b>232</b>
12 - DISCUSSIONE GENERALE .....	232

## ELENCO DEI COLLABORATORI

### **Obiettivo A**

Massimiliano Giacalone, Chiara Romano, Mauro Sinopoli, Chris Sweeting

### **Obiettivo B**

Fabio Fiorentino, Tomaso Fortibuoni, Germana Garofalo, Angela Granzotto, Michele Gristina, Valeria Micale

### **Staff tecnico:**

Marilena Coppola, Giuseppe Di Stefano

## RINGRAZIAMENTI

I responsabili del progetto desiderano ringraziare tutti coloro che hanno contribuito alla riuscita del lavoro:

- lo staff scientifico (Massimiliano Giacalone, Chiara Romano, Mauro Sinopoli, Fabio Fiorentino, Tomaso Fortibuoni, Germana Garofalo, Angela Granzotto, Michele Gristina) per la partecipazione alle campagne in mare e all'analisi dei dati;
- lo staff tecnico (Marilena Coppola e Giuseppe Di Stefano) per tutto il lavoro svolto sia a bordo che in laboratorio;
- Emanuela Fanelli e Tomas Vega Fernandez per l'aiuto fornito in laboratorio e nell'analisi dei dati;
- Claudia D'Anna, Giovanni La Mendola e Giovanni Moscato per il processamento dei campioni in laboratorio;
- le colleghe Paola Rinelli e Valeria Micale del CNR-IAMC Sede di Messina, rispettivamente per le informazioni e le carte utilizzate nel pre-survey delle aree GTERM e GSANT e per lo studio sulla biologia riproduttiva della triglia;
- il prof. Nick Polunin dell'Università di Newcastle (UK) per l'analisi degli isotopi;
- Chris Sweeting dell'Università di Newcastle (UK) per il lavoro sui size spectra ed i livelli trofici;
- l'equipaggio del M/P "Giaguaro" per il lavoro effettuato con competenza e con pieno spirito di collaborazione.

## RIASSUNTO

Nel Golfo di Castellammare (Sicilia N-O) è in vigore dal 1990 un divieto di pesca a strascico esteso a tutta la piattaforma continentale su una superficie di circa 200 kmq. Tale misura è stata imposta dal legislatore regionale allo scopo di ricostituire le risorse ittiche fortemente sovrasfruttate e di ridurre il conflitto tra la pesca artigianale e la pesca a strascico. Dal 1994 al 2001 i ricercatori del CNR-IAMC (Sede di Castellammare del Golfo) hanno effettuato diverse campagne di ricerca per valutare gli effetti del divieto. Il presente studio intende approfondire alcuni aspetti ecologici della misura di protezione in relazione alla biomassa, composizione, struttura di taglia e trofodinamica del popolamento demersale, nonché alcuni aspetti biologici di una specie ittica di elevata importanza commerciale, la triglia di fango *Mullus barbatus*.

Gli obiettivi specifici del progetto sono due:

- A) studiare le conseguenze a larga scala del divieto di strascico sulla struttura trofica e di taglia della comunità ittica e sulla sua composizione e diversità, confrontando il Golfo di Castellammare con due località di controllo sfruttate intensamente dallo strascico;
- B) studiare la dinamica spazio-temporale di una specie di elevato interesse commerciale (la triglia di fango *Mullus barbatus*), e l'identificazione di aree-chiave per il ciclo vitale della specie, associate all'approfondimento di alcuni aspetti importanti ma poco noti della sua biologia.

L'area di studio comprende una località di *impatto* (Golfo di Castellammare, GCAST) dove è presente la misura da valutare (cioè il divieto di strascico), e due località di *controllo* (Golfi di Termini Imerese, GTERM e di Sant'Agata di Militello, GSANT) utilizzate per validare i risultati ottenuti nella prima. GCAST è stata ulteriormente suddivisa in un'area sottoposta a divieto (GCAST\_in) e in una adiacente non vietata allo strascico (GCAST\_out). Le tre località sono situate lungo la costa settentrionale siciliana, e sono caratterizzate da un'ampia zona centrale di fondi mobili di varia natura (principalmente fangosi e in misura minore detritici e sabbiosi) e da porzioni di fondale roccioso alle estremità laterali. Nel Golfo di Castellammare è presente una flotta dedicata alla piccola pesca con attrezzi da posta, mentre la pesca a strascico è limitata alle aree esterne a quella vietata. Nelle due località di controllo agisce invece la pesca a strascico come consentito dalla legge italiana, ovvero a profondità maggiori di 50 m.

Il materiale biologico che ha fornito i dati sottoposti ad analisi è stato raccolto durante campagne di pesca a strascico sperimentale (*trawl surveys*) condotte seguendo un disegno di campionamento stratificato casuale, che ha previsto la divisione di ciascuna area in tre strati batimetrici: A (10-50 m), B (51-100 m) e C (101-200 m). Sono state effettuate quattro campagne stagionali nel Golfo di Castellammare e due (in primavera e in autunno) in ciascuna area di controllo. In ogni campagna sono stati raccolti 30 campioni di fauna demersale, corrispondenti ciascuno ad una *cala* (=pescata) di 30 o 60 minuti, per un totale di 240 campioni. Lo smistamento e il processamento del materiale biologico è avvenuto presso il laboratorio del CNR-IAMC di Castellammare del Golfo secondo le metodiche standard dei programmi di valutazione delle risorse demersali. Per il confronto statistico delle diverse variabili misurate nelle tre località è stata utilizzata l'analisi della varianza a una o più vie.

**Biomassa** - Il divieto di strascico ha provocato in tutti gli strati e le stagioni un aumento della biomassa dei pesci e di quella totale in GCAST\_in. L'effetto non è stato altrettanto marcato sulla biomassa di invertebrati (crostacei e cefalopodi), probabilmente a causa (i) del ciclo vitale rapido degli invertebrati - che li rende meno soggetti agli effetti della pesca intensa - , (ii) del fatto che essi possono subire una forte mortalità da predazione all'interno dell'area protetta, (iii) e del fatto che la popolazione dell'invertebrato numericamente dominante, il gambero rosa *Parapenaeus longirostris* si estende principalmente sui fondi epibatiali non protetti dal divieto, e quindi di fatto non è sottoposta a protezione. Le analisi dei dati suggeriscono inoltre l'esistenza di un fenomeno di *spillover*, ovvero fuoriuscita di individui adulti dall'area protetta verso quella adiacente, che può andare a incrementare le catture dei pescatori all'esterno dell'area di divieto.

**Composizione specifica e diversità** - Le diverse analisi effettuate hanno evidenziato differenze significative tra la località protetta e quelle non protette. GCAST\_in presenta ricchezza specifica e abbondanza del popolamento demersale superiori alle altre aree. In particolare l'abbondanza risulta 6 volte maggiore nell'area protetta, mentre la ricchezza specifica è superiore di sole 3 unità. La diversità invece risulta simile fra le località. Tale risultato, concorde con altri studi condotti in altre riserve di pesca, mostra che non necessariamente la diversità su un fondo mobile sottoposto a pesca intensa deve essere inferiore a quella esistente su un analogo fondale protetto, a causa dei rapporti tra le abbondanze relative delle singole specie. Le curve di abbondanza/biomassa sono differenti tra GCAST\_in e le due aree non protette: queste ultime hanno un andamento tipico di aree intensamente sfruttate. In GCAST\_out le curve hanno un andamento intermedio, indicando una influenza dell'area protetta adiacente.

**Spettri di taglia** - Gli spettri di taglia (*size spectra*) rappresentano la struttura di taglia complessiva di un popolamento multispecifico, e sono sensibili alla abbondanza assoluta di ogni classe di taglia. Quindi in un popolamento sfruttato dalla pesca, dove tipicamente le taglie maggiori sono poco o nulla presenti, e dove le abbondanze di ogni classe di taglia sono basse, il *midpoint* dovrebbe essere più basso e la retta più ripida rispetto ad una area protetta. In GCAST è stato osservato invece che, pur essendo il *midpoint* più alto che in GTERM e GSANT, la retta è risultata più ripida. Il *midpoint* più alto si spiega con la maggiore abbondanza del popolamento demersale nell'area protetta. La maggiore ripidità - indice di una dominanza delle classi di taglia più piccole - potrebbe spiegarsi con il forte reclutamento esistente all'interno di GCAST - grazie alla protezione di cui si giova lo stock riproduttore di molte specie - , e con la pressione esercitata dalla piccola pesca che agisce in maniera selettiva sulle taglie maggiori. Anche nel caso dei *size spectra*, i dati suggeriscono l'esistenza di *spillover* da GCAST\_in a GCAST\_out.

**Variazioni trofodinamiche** - L'analisi degli isotopi stabili dell'azoto e del carbonio permette di ricostruire sia il livello trofico di una specie all'interno della sua rete trofica (con l'azoto), sia la fonte della sostanza organica di cui la specie si nutre in prevalenza (con il carbonio). In particolare il livello trofico è legato in modo proporzionale alla taglia del consumatore, ed è sempre più alto della media dei livelli trofici delle sue prede (che sono in genere più piccole). Le analisi condotte in questo studio confermano tale relazione per molte delle singole specie esaminate, ma essa non può essere generalizzata quando si prendono in considerazione gruppi di specie e

si lavora con la loro taglia massima. Analizzando poi i predatori in base alla gilda trofica a cui appartengono (piscivori, bentonofagi, planctivori, ecc.), è stato rilevato un livello trofico maggiore per i bentonofagi e i piscivori dell'area protetta, e ciò è stato messo in relazione appunto all'effetto-riserva presente nel Golfo di Castellammare. Questo risultato supporta la teoria del "fishing down the food web", secondo la quale nelle aree intensamente sfruttate dalla pesca i predatori si nutrono ad un livello trofico più basso rispetto ad aree meno sfruttate (a parità di taglia del predatore), comportando che una minore quantità di energia è disponibile per supportare una pari unità di biomassa di consumatori.

***Dinamica spazio-temporale della triglia di fango*** - L'incremento di abbondanza e biomassa della triglia in conseguenza del divieto di strascico, già rilevati in studi precedenti, possono essere spiegati - oltre che direttamente con la protezione dello stock riproduttore e delle reclute - anche con la distribuzione delle fasi vitali critiche della specie nel Golfo di Castellammare, più complessa che in ogni altra area mediterranea studiata in letteratura. In particolare risulta dai dati una presenza di adulti di grande taglia in zone profonde, capaci di riprodursi anche al di fuori del periodo classico noto per la specie, che originano piccoli picchi di reclutamento al di fuori del periodo di fine estate noto dalla letteratura. Anche il tasso di crescita è risultato anormalmente più basso rispetto al resto del Mediterraneo, contribuendo alla struttura di taglia anomala della popolazione. Tuttavia tale riduzione del tasso di accrescimento è compensata sia dal grande numero di individui, che dalla notevole percentuale di femmine anziane, capaci di un output riproduttivo di maggiore quantità e qualità. In conclusione, l'aumento rimarchevole dell'abbondanza della popolazione esaminata può essere spiegato come effetto sinergico della combinazione di diversi processi che includono la diminuzione della mortalità da pesca sulla frazione giovanile, l'aumento dell'abbondanza dello stock parentale, l'allargamento della composizione in classi di età dei riproduttori, l'ampliamento spaziale e temporale della presenza delle femmine mature e l'aumento in intensità ed estensione temporale del reclutamento.

# PRIMA PARTE

## 1 - INTRODUZIONE

La gestione delle risorse di pesca è stata (e in buona parte lo è tuttora) basata sulla stima dello sforzo di pesca esercitato e su modelli di dinamica di popolazione delle specie sfruttate. Tali modelli, che incorporano generalmente parametri biologici quali la struttura di taglia, il tasso di crescita, la relazione stock/reclutamento, la mortalità naturale e da pesca, ecc., oltre ad obbligare ad impostare la gestione sulle singole specie, non tengono conto né della variabilità e incertezza insite in ogni sistema biologico né dell'ambiente in cui le specie vivono. Per tale motivo essi hanno comportato spesso risultati fallimentari dovuti a previsioni sbagliate (con conseguente eccessivo prelievo della risorsa), e alle obiettive difficoltà di ordine sociale e politico con cui inevitabilmente qualsiasi programma di gestione delle risorse deve scontrarsi. Esempi dell'incapacità dei modelli tradizionali di tenere conto della eccessiva e crescente pressione di pesca e della variabilità ambientale, sono rappresentati rispettivamente dal collasso dello stock di merluzzo (*Gadus morhua*) sui banchi di Terranova (Hannesson, 1996) e dalle oscillazioni drammatiche della biomassa di acciuga (*Engraulis ringens*) lungo le coste sudamericane del Pacifico, causate dal fenomeno meteorologico noto come *El Niño* (FAO, 1997).

L'incapacità dell'approccio basato sui modelli di dinamica di popolazione delle singole specie suggerisce che, per essere efficace e per consentire un prelievo sostenibile di risorse viventi, la gestione deve adottare un approccio olistico che prenda in considerazione l'ecosistema nel suo complesso, cioè le comunità viventi e l'ambiente che le ospita (Botsford *et al.*, 1997). In altre parole si tratta di adottare un approccio ecosistemico alla gestione degli stock demersali, che incorpori studi multidisciplinari finalizzati alla conoscenza dei rapporti esistenti tra le varie specie e tra queste e l'ambiente, e che mirino alla conservazione dell'intero ecosistema più che delle singole specie oggetto di pesca. Sulla base della convinzione che lo sfruttamento sostenibile delle risorse ittiche debba essere legato alla protezione dell'ambiente, le aree marine protette (AMP) vengono proposte ormai da oltre un decennio come possibile strumento di gestione della pesca, soprattutto - ma non solo - in aree costiere temperate e tropicali con alta biodiversità e stock multispecifici oggetto di sfruttamento intenso (Roberts, 1997). L'utilizzo delle AMP - sotto forma di zone di

esclusione alla pesca genericamente definite "riserve di pesca" o *fishery reserves* - sta rapidamente crescendo in tutto il mondo ed è oggetto di una ricca letteratura (Polunin, 1990; Dugan and Davis, 1993; Bohnsack, 1996; Holland and Brazee, 1996; Auster and Shackell, 1997; Horwood *et al.*, 1998; Lauck *et al.*, 1998; Roberts *et al.*, 2001; Apostolaki *et al.*, 2002; Gell & Roberts, 2003). I principali risultati attesi dall'implementazione di una riserva di pesca (Bohnsack, 1998; Lauck *et al.*, 1998; Gell & Roberts, 2003) sono:

- i. ricostituzione di stock demersali sovrasfruttati o esauriti;
- ii. prevenzione del *recruitment overfishing* (ovvero della sovrapesca eccessiva dello stock riproduttore con messa a rischio del reclutamento della generazione successiva);
- iii. esportazione di biomassa adulta (*spillover*) e di uova e larve nelle aree adiacenti dove la pesca è consentita;
- iv. protezione delle aree di nursery e di riproduzione.

Naturalmente le AMP non sono da considerare superficialmente una panacea per tutti i mali della gestione (Parrish, 1999; Hilborn *et al.*, 2004; Kelleher, 2004), e la loro efficacia dipende strettamente dalla biologia ed ecologia delle singole specie, dall'habitat e dalle condizioni oceanografiche dell'area, e anche dal rispetto delle regole imposte (che, soprattutto in zone remote o poco controllate, non si può dare per scontato). Inoltre è necessario un forte investimento nella ricerca al fine di valutare gli effetti della protezione, monitorarli e modellarli in modo da renderne più agevole l'applicazione in altre aree, in un'ottica di gestione adattativa (*adaptive management*) finalizzata a raggiungere i suoi obiettivi attraverso la sperimentazione di un approccio e il suo perfezionamento graduale man mano che se ne verificano i risultati (Hilborn *et al.*, 2004). La letteratura scientifica sulle riserve di pesca riporta principalmente gli effetti della protezione sull'aumento (Johnson *et al.*, 1999; Pipitone *et al.*, 2000a; Alcalá *et al.*, 2005; Smith *et al.*, 2006) e sull'esportazione (Chapman & Kramer, 1999; McClanahan & Mangi, 2000; Russ *et al.*, 2003; Abesamis & Russ, 2005; Goñi *et al.*, 2006) di biomassa. E' tuttavia ancora poco noto quali cambiamenti nella struttura trofica, di taglia e nel potenziale riproduttivo si determinano all'aumento della densità delle popolazioni nell'area protetta, quali fenomeni densità-dipendenti si instaurano ad esempio nella scelta delle aree di riproduzione, di nursery e nell'alimentazione, e quali siano i fattori ecologici che guidano queste scelte. La difficoltà principale



nell'attuazione di studi che rispondano a queste domande sta nel reperimento di aree sottoposte a protezione per un tempo abbastanza lungo da consentire la maturazione dei processi ecologici verso un nuovo equilibrio, nella disponibilità di dati che coprano il periodo pre- e post- divieto, e nella disponibilità di opportune aree di controllo che permettano l'applicazione di un disegno di campionamento robusto che dia risultati non equivoci. Il Golfo di Castellammare (Sicilia nord-occidentale), dove vige dal 1990 di un divieto di pesca a strascico, si configura di fatto come una AMP - pur non essendo definita tale dalla legge istitutiva -, e presenta tutte le caratteristiche suddette.

Già Arena e Bombace (1970) definirono il Golfo un “mosaico di isole” rappresentativo dei principali biotopi costieri sommersi siciliani. A distanza di oltre trentacinque anni da quel lavoro il Golfo ha mantenuto le sue peculiarità naturalistiche ed è andato sempre più affermandosi come una unità economica importante ai fini della pesca (Pipitone *et al.*, 2004), della maricoltura (Mazzola *et al.*, 1996) e per la sperimentazione scientifica (D’Anna *et al.*, 1994; Badalamenti e D’Anna, 1995). Lo sviluppo dell’interesse degli studiosi per il Golfo si deve anche ad alcune peculiarità dell’area. Per prima cosa è presente una attiva e consistente flotta dedicata alla pesca artigianale; in secondo luogo vi sono alcune iniziative di legge delle Regione Siciliana che hanno contribuito a rendere il Golfo un ambiente di studio unico. In particolare la L.R. n. 25/1990 ha imposto il divieto di pesca a strascico (nonché dell’uso di ogni altro attrezzo radente) su un’area di quasi 200 km<sup>2</sup> comprendente la piattaforma continentale e parte della scarpata. Gli studi condotti nell’ultimo decennio (D’Anna *et al.*, 1995; Pipitone *et al.*, 2000b) hanno mostrato gli effetti del divieto sulla biomassa del popolamento demersale (Pipitone *et al.*, 2000a, 2001, 2004; D’Anna *et al.*, 2001), su alcuni aspetti trofici legati alla taglia delle specie ittiche (Badalamenti *et al.*, 2002) e sull’economia della pesca artigianale (Whitmarsh *et al.*, 2002, 2003; Mardle *et al.*, 2004). Mancavano però finora sia confronti con aree di controllo, sia dati più approfonditi rispetto alle semplici stime di abbondanza e biomassa. Il presente studio intende non solo aggiornare lo stato delle risorse demersali nel Golfo, ma soprattutto approfondire la conoscenza di alcuni parametri (*community metrics*) che sono considerati in letteratura indici importanti dello stato di una comunità, e che noi utilizzeremo per valutare il grado di recupero delle risorse pescabili nel Golfo di Castellammare confrontandone il valore con quello di due aree di controllo (il Golfo

di Termini Imerese e quello di Sant'Agata) sottoposte a pesca intensa: **biomassa, diversità, spettro di taglia e struttura trofica.**

- **biomassa.** L'esclusione totale o parziale della pesca in un'area marina comporta generalmente, in tempi più o meno rapidi, un aumento della biomassa demersale nell'area protetta (Pipitone *et al.*, 2000a; Alcalá *et al.*, 2005; Hart, 2006). Tale aumento può risolversi in un incremento degli stock anche all'esterno (*spillover*), con vantaggio per la pesca commerciale (Gell & Roberts, 2003; Russ *et al.*, 2004; Abesamis & Russ, 2005; Murawski *et al.*, 2005; Goñi *et al.*, 2006), determinato dagli spostamenti degli individui adulti.
- **diversità.** La pesca a strascico intensa provoca cambiamenti a vari livelli nel popolamento demersale (*fish assemblage*), dovuti sia al prelievo dei predatori e in generale degli individui di grande taglia, sia al degrado dell'habitat bentonico (Bianchi *et al.*, 2000). In una riserva marina ci attendiamo un aumento della ricchezza specifica e della diversità del popolamento, come conseguenza della diminuzione o cessazione dell'impatto della pesca.
- **spettro di taglia.** Pope & Knights (1982) rilevarono una chiara relazione lineare tra l'abbondanza delle classi di taglia e le taglie dei pesci demersali (intesi come popolamento multispecifico e non come singole specie) nell'Atlantico nord-orientale, inaugurando l'impiego degli spettri di taglia nella valutazione dell'impatto della pesca sugli stock demersali. Studi successivi hanno confermato che la pendenza di tale relazione lineare è più accentuata in popolamenti soggetti a pesca intensa (Bianchi *et al.*, 2000). L'effetto-riserva dovrebbe quindi comportare una diminuzione della pendenza come conseguenza della protezione.
- **struttura trofica.** Lo studio della rete trofica tramite l'analisi dei livelli trofici consente di descrivere i legami all'interno di una specie e tra le diverse specie (Hobson and Welch 1992; Davenport and Bax 2002; Harvey *et al.* 2002). Pauly *et al.* (1998) - e Badalamenti *et al.* (2000) in ambito Mediterraneo - hanno notato un abbassamento del livello trofico globale dei popolamenti demersali sfruttati nel corso degli ultimi decenni, da mettere in relazione con la generale diminuzione delle specie piscivore di grande taglia. Questo studio potrà chiarire, tramite l'analisi degli isotopi stabili dell'azoto e del carbonio, i rapporti trofici esistenti tra le specie demersali in un'area protetta dalla pesca a strascico, e la relazione tra la taglia degli organismi e il loro livello trofico.

Infine verranno studiati gli effetti della protezione sulla biologia riproduttiva, la struttura demografica, la densità e la distribuzione di una specie di notevole importanza economica, la **triglia di fango** *Mullus barbatus*, che ha subito un forte aumento di biomassa già pochi anni dopo l'inizio del divieto (Pipitone *et al.*, 2000a).

Questa ricerca si inserisce a pieno titolo nel novero dei programmi di ricerca europei dedicati alle AMP come strumenti di gestione delle risorse (MED97/063<sup>1</sup>, VALFEZ<sup>2</sup>, BIOMEX<sup>3</sup>, EMPAFISH<sup>4</sup>, PROTECT<sup>5</sup>) con il valore aggiunto rappresentato da una estesa raccolta di dati sul campo, contribuendo così all'approfondimento di una tematica che è ormai riconosciuta come imprescindibile per il raggiungimento di uno sfruttamento sostenibile dell'ecosistema marino. Costituisce inoltre una ulteriore occasione di valutazione delle risorse nel Golfo di Castellammare, consentendo di arricchire la base di dati del CNR-IAMC e di continuare il monitoraggio dell'area vietata allo strascico, senza il quale non sarebbe possibile definire l'efficacia del divieto come misura di gestione delle risorse demersali.

## **Bibliografia**

- Abesamis, R.A. and G.R. Russ, (2005) Density-dependent spillover from a marine reserve: long-term evidence. *Ecol. Appl.*, 15(5), 1798-1812.
- Alcala, A.C., G.R. Russ, A.P. Maypa and H.P. Calumpong, (2005) A long-term, spatially replicated experimental test of the effect of marine reserves on local fish yields. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62, 98-108.
- Apostolaki, P., E.J. Milner-Gulland, M.K. McAllister and G.P. Kirkwood, (2002) *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 405-415.

---

<sup>1</sup> Trawling ban in the Gulf of Castellammare: effects on the small-scale fishery economics and on the abundance of fish.

<sup>2</sup> The value of exclusion zones as a fisheries management tool: a strategic evaluation and the development of an analytical framework for Europe.

<sup>3</sup> Assessment of BIOMass EXport from Marine Protected Areas and its impact on fisheries in the western Mediterranean Sea.

<sup>4</sup> European Marine Protected Areas as tools for FISHerries management and conservation.

<sup>5</sup> Marine PROTECTed areas as a tool for ecosystem conservation and fisheries management.

- Arculeo M., Bombace G., D'Anna G., Pipitone C., Sparla M.P., Riggio S. (1990) Note sull' efficienza della barriera artificiale di Alcamo Marina (Sicilia). *Oebalia*, XVI (2, Suppl.): 563-566.
- Arculeo M., D'Anna G., Riggio S. (1988) Valutazione delle risorse demersali nell' area compresa fra Capo Gallo e Capo San Vito (Sicilia nord-occidentale): risultati delle campagne condotte nel 1985. *Atti Semin. Pesca Acquac.*, Roma, C.N.R. e Min. Mar. Merc., III: 1413-1451.
- Arena P., Bombace G. (1970) Bionomie benthique et faune ichthyologique des fonds de l' etage circalittoral et bathyal des golfes de Castellammare (Sicile N-O) et de Patti (Sicile N-E). *Journees ichthyol.*, C.I.E.S.M., Rome: 145-156.
- Auster and Shackell, (1997) Fishery reserve. In: Boreman, J.G., Nakashima, B.S., Wilson, J.A., Kendall, R.L. (Eds), *Northwest Atlantic Groundfish: Perspective on a Fishery Collapse*. American Fishery Society, Bethesda, MD, pp 159-166.
- Badalamenti F., Chemello R., Gristina M., Riggio S., Toccaceli M. (1992) Caratterizzazione delle piattaforme a molluschi vermetidi nella costa della riserva naturale dello Zingaro (TP). *Oebalia*, XVII (2, Suppl.): 543-545.
- Badalamenti F., D'Anna G. (1995) Esperienze di barriere artificiali nel Golfo di Castellammare (Sicilia Nord-Occidentale). *Biol. Mar. Medit.*, 2 (1): 165-173.
- Badalamenti F., D'Anna G., Pinnegar J.K., Polunin N.V.C. (2002) Size-related trophodynamic changes in three target fish species recovering from intensive trawling. *Mar. Biol.*, 141: 561-570.
- Badalamenti F., Giaccone G., Gristina M., Riggio S. (1985) An eighteen months survey of the artificial reef off Terrasini (N/W Sicily): the algal settlements. *Oebalia*, XI (.S.): 417-425.
- Badalamenti F., Pinnegar J.K., Polunin N.V.C. & D'Anna G., (2000) In: *Fishing down the Mediterranean food webs?* F. Briand Ed. CIESM Workshop Series 12. Monaco 99 pp.
- Bianchi, G., H. Gislason, K. Graham, L. Hill, X. Jin, K. Koranteng, S. Manickchand-Heileman, I. Payá, K. Sainsbury, F. Sanchez and K. Zwanenburg, (2000) Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES J. mar. Sci.*, 57, 558-571.
- Bohnsack J.A., (1996). In Polunin, NVC, Roberts, C.M. (Eds.), *Reef Fisheries*. Chapman & Hall, London, pp. 283-313.

- Bohnsack, J.A., (1998). Application of marine reserves to reef fisheries management. *Austr. J. Ecol.*, 23: 298-304.
- Bombace G. (1982) Il punto sulle barriere artificiali: problemi e prospettive. *Natur. sicil.*, S.IV, VI (Suppl.) (3): 573-591.
- Bombace G. (1989) Le ricerche nella fascia costiera base allo sviluppo della piccola pesca. *Nova Thal.*, 10 (Suppl. 1): 57-80.
- Botsford, L. W., J. C. Castilla and C. H. Peterson. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277: 509-515.
- Calvo S. & Genchi G. (1989) Carico organico ed effetti eutrofici nel Golfo di Castellammare (Sicilia nord occidentale). *Oebalia*, XV (1): 397-408.
- Chapman, M.R. and D.L. Kramer, (1999) *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 181, 81-96.
- Davenport SR, Bax NJ (2002) A trophic study of a marine ecosystem off southeastern Australia using stable isotopes of carbon and nitrogen. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 514-530
- D'Anna G., Badalamenti F., Pipitone C., Lipari R., Patti B., Cuttitta A. (1995) Structure of the populations and assessment of the biomass of the coastal demersal resources in the Gulf of Castellammare. Final report to EC-DGXIV of Study MED92/011. 60 pp. + appendixes, figs. and tabs.
- D'Anna G., Badalamenti F., Gristina M., Pipitone C. (1994) Influence of artificial reefs on coastal nekton assemblages of the Gulf of Castellammare (northwest Sicily). *Bull. Mar. Sci.*, 55 (2-3): 418-433.
- D'Anna G., Badalamenti F., Pipitone C. (2001)- Rendimenti di pesca sperimentale con tramaglio nel Golfo di Castellammare dopo otto anni di divieto di pesca a strascico. *Biol. Mar. Medit.*, 8 (1): 704-707.
- D'Anna G., Giaccone G., Riggio S. (1985) Lineamenti bionomici dei banchi di mitili di Balestrate (Sicilia occidentale). *Oebalia*, XI (.S.): 389-399.
- Dugan J.E. and Davis G.E., (1993) *Canadian Journal of Aquatic Science*. 50: 2029-2042.
- FAO, (1997) Review of the state of world fishery resources: marine fisheries. *FAO Fish. Circ.* 920: 173 p.
- Gell, F.R. and C.M. Roberts, ( 2003) Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends Ecol. Evol.*, 18(9): 448-455.

- Goñi, R., A. Quetglas and O. Reñones, (2006) Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 308, 207-219.
- Gunderson D.R. (1993) *Surveys of fisheries resources*. John Wiley and Sons, New York: 248.
- Hannesson, R., (1996) *Fisheries (mis)management: The case of the north Atlantic cod*. Oxford, England: Fishing News Books.
- Hart, D.R., (2006) When do marine reserves increase fishery yield? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 63, 1445-1449.
- Harvey CJ, Hanson PC, Essington TE, Brown PB, Kitchell JF (2002) Using bioenergetics models to predict stable isotope ratios in fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 115-124
- Hilborn, R., K. Stokes, J.-J. Maguire, T. Smith, L.W. Botsford, M. Mangel, J. Orensanz, A. Parma, J. Rice, J. Bell, K.L. Cochrane, S. Garcia, S.J. Hall, G.P. Kirkwood, K. Sainsbury, G. Stefansson and C. Walters, (2004) When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean Coast. Manag.*, 47, 197-205.
- Hobson KA, Welch HE (1992) Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  analysis. *Marine Ecology-Progress Series* 84: 9-18
- Holden M.J., Raitt D.F.S. (1974) *Manual of fisheries science. Part 2 - Methods of resource investigation and their application*. FAO Fish. Tech. Pap., 115: 214 pp.
- Holland, D.S. and R.J. Brazeel, (1996) Marine reserves for fisheries management. *Mar. Res. Econ.*, 11, 157-171.
- Horwood J.W., Nichols J.H., Milligan S. (1998) Evaluation of closed areas for fish stock conservation. *J. Appl. Ecol.*, 35: 893-903.
- ICRAM (1994) *Indagini sulle condizioni della fascia costiera della Sicilia Settentrionale per la tutela di ripopolamento e lo sfruttamento ottimale delle risorse biologiche*. 2 voll.: 366pp.
- Johnson, D.R., N.A. Funicelli and J.A. Bohnsack, (1999) *N. Am. J. Fish. Manag.*, 19(2), 436-453.

- Kelleher, G., (2004) No-take zones are not the only way to achieve benefits for biodiversity and fisheries. *MPA News*, 5(7), 4.
- Lauck, T., C.W. Clark, M. Mangel and G.R. Munro, (1998) Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecol. Appl.*, 8(1 Suppl.), 72-78.
- Mardle S., James C., Pipitone C., Kienzle M. (2004) Bioeconomic interactions in an established fishing exclusion zone: the Gulf of Castellammare, NW Sicily. *Nat. Res. Model.*, 17 (3): 287-316.
- Mare & Ambiente (2006) Raccolta dati relativi alla flotta di pesca, alla produzione dell'acquacoltura e alla produzione di prodotti demersali locali lavorati della provincia di Palermo. Relazione finale 1999.IT.16.1.PO.011/4.17a/8.3.7/0049, 122 pp.
- Mazzola A., Sara G., Favalaro E., Mirto S. (1996) Sistemi di maricoltura open-sea per l'allevamento di *Seriola dumerili* (Pisces, Osteichthyes) nel Golfo di Castellammare (Sicilia occidentale). *Biol. Mar. Medit.*, 3 (1): 176-185.
- McClanahan, T.R. and Mangi S., (2000) *Ecological Applications*, 10(6): 1792-1805, 2000.
- Murawski, S.A., S.E. Wigley, M.J. Fogarty, P.J. Rago and D.G. Mountain, (2005) Effort distribution and catch patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES J. mar. Sci.*, 62, 1150-1167.
- Parrish, R., (1999) Marine reserves for fisheries management: why not. *CalCOFI Rep.*, 40, 77-86.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese and F.j. Torres, 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279, 860-863.
- Pipitone C., (2004) Note sul processamento del pescato e sulla modulistica di bordo e di laboratorio relativi al programma di ricerca MIUR n. 63 dal titolo: "Ricostituzione delle risorse di pesca in un'area precedentemente soggetta ad intenso sfruttamento: dinamiche a larga scala del popolamento ittico e della struttura trofica della comunità marina". ID/TN/CP/3/0904/DRAFT: 9 pp. + 9 all.
- Pipitone C., Badalamenti F., D'Anna G., James C., Pickering H., Whitmarsh D. (2001) Le risorse ittiche demersali nel Golfo di Castellammare (Sicilia N-O) dopo otto anni di divieto di strascico. *Biol. Mar. Medit.*, 8 (1): 757-760.

- Pipitone C., Badalamenti, F., D'Anna, G. & Patti B., (2000°) Fisheries Research 48: 23-30.
- Pipitone, C., F. Badalamenti, G. D'Anna, C. James, H. Pickering, G. Scotti and D. Whitmarsh, (2004) Ricerca e gestione delle risorse marine costiere nella "riserva di pesca" del Golfo di Castellammare (Sicilia N/O). Biol. Mar. Medit., 11(2), 1-11.
- Pipitone C., Badalamenti F., D'Anna G., Whitmarsh D., James C., Pickering H. (2000b) Trawling ban in the Gulf of Castellammare: effects on the small-scale fishery economics and on the abundance of fish. Final report to EC-DGXIV of Study 97/063. 117 pp. + appendixes, figs. and tabs.
- Polunin N.C.V., (1990) Resource Management Optimization. 7 (1-4), 283-299.
- Riggio S., Badalamenti F., Chemello R., Corriero G., Gristina M., Piraino S., Restuccia V., Sparla M.P. (1985) La riserva naturale dello Zingaro (Sicilia nord-occidentale): dati faunistici preliminari sull' ambiente costiero. Nova thal., 7 (Suppl. 3): 379-384.
- Riggio S., D'Anna G., Sparla M.P. (1992) Coastal eutrophication and settlement of mussel beds in NW Sicily: remarks on their significance. In: G. Colombo, I. Ferrari, V. U. Ceccherelli and R. Rossi (eds.), Marine Eutrophication and Population Dynamics, 117-120.
- Roberts C.M., (1997) Trends in Ecology and Evolution. 12 (1), 35-38.
- Roberts, C.M., J.A. Bohnsack, F. Gell, J.P. Hawkins and R. Goodridge, (2001) Science, 294: 1920-1923.
- Russ, G.R., A.C. Alcala and A.P. Maypa, (2003) Spillover from marine reserves: the case of *Naso vlamingii* at Apo Island, the Philippines. Mar. Ecol. Prog. Ser., 264, 15-20.
- Russ, G.R., A.C. Alcala, A.P. Maypa, H.P. Calumpong and A.T. White, (2004) Marine reserves benefit local fisheries. Ecol. Appl., 14(2), 597-606.
- Smith, M.D., J. Zhang and F.C. Coleman, (2006) Effectiveness of marine reserves for large-scale fisheries management. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 63, 153-164.
- Whitmarsh D., James C., Pickering H., Pipitone C., Badalamenti F., D'Anna G. (2002) Economic effects of fisheries exclusion zones: a Sicilian case study. Mar. Res. Econ., 17: 239-250.



Whitmarsh D., Pipitone C., Badalamenti F., D'Anna G. (2003) The economic sustainability of artisanal fisheries: the case of the trawl ban in the Gulf of Castellammare, NW Sicily. *Mar. Pol.*, 27: 489-497.

## 2 - OBIETTIVI DEL PROGETTO

L'obiettivo generale di questo progetto consiste nella valutazione degli effetti di una zona di esclusione alla pesca (nella fattispecie un divieto di strascico) sull'ecosistema marino di piattaforma, allo scopo di comprendere i processi di recupero e ricostituzione delle risorse. Lo studio di questi fenomeni e la comprensione del loro effetto sulle complesse interazioni biotiche potranno servire ad ottimizzare le pratiche di gestione delle risorse marine basate su un moderno approccio ecosistemico. Inoltre gli elementi di conoscenza forniti potranno essere applicabili sia alla fase di progettazione che alla comprensione del funzionamento e alla valutazione degli effetti delle AMP in generale.

Il progetto si compone di due **obiettivi specifici**:

A) studiare le conseguenze a larga scala del divieto di strascico sulla struttura trofica e di taglia della comunità ittica e sulla sua composizione e diversità, confrontando la località di impatto (ovvero il Golfo di Castellammare chiuso da 14 anni alla pesca a strascico) con due località di controllo (i golfi di Termini Imerese e di Sant'Agata, situati anch'essi lungo la costa tirrenica della Sicilia e sfruttati intensamente dallo strascico). In particolare le indagini avranno lo scopo di verificare se la misura di protezione applicata al Golfo di Castellammare ha avuto effetti sui seguenti indicatori dello stato dell'ecosistema:

- biomassa
- diversità
- spettro di taglia (*size spectrum*)
- struttura trofica, intesa come livello trofico e come relazione trofodinamica tra la taglia dei pesci e il loro livello trofico.

B) studiare la dinamica spazio-temporale di una specie di elevato interesse commerciale (la triglia di fango *Mullus barbatus*), e l'identificazione di aree-chiave per il ciclo vitale della specie, associate all'approfondimento di alcuni aspetti importanti ma poco noti della sua biologia.

L'applicazione di metodi di studio avanzati come l'analisi degli spettri di taglia e degli isotopi stabili di azoto e carbonio, unitamente alla possibilità eccezionale - praticamente unica in Mediterraneo alla scala geografica in oggetto - di

studiare la biologia e la dinamica di specie sottoposte ad un tasso molto basso di sfruttamento, consentiranno di migliorare le tecniche di valutazione delle risorse demersali nell'ambito di un approccio di tipo ecosistemico alla loro gestione. I risultati avranno ampie potenzialità di generalizzazione per il bacino Mediterraneo e consentiranno una migliore comprensione della dinamica dell'ecosistema marino costiero e degli effetti della pesca su larga scala, ed una definizione più accurata dei punti di riferimento indirizzati alla gestione delle risorse marine costiere.

### **3 - STRUTTURA DEL RAPPORTO FINALE**

Il presente rapporto è articolato in quattro sezioni. La **PRIMA PARTE** comprende introduzione e obiettivi; nella **SECONDA PARTE** viene descritta l'area di studio e la metodologia delle campagne di pesca che hanno fornito i dati utilizzati in tutto il progetto; la **TERZA PARTE** contiene cinque capitoli, ciascuno relativo ad un singolo argomento e inclusivo dei metodi specifici, dei risultati e della loro interpretazione; nella **QUARTA PARTE** vengono discussi i risultati complessivi ottenuti nel progetto.

## SECONDA PARTE

### 4 - CARATTERISTICHE DELL'AREA DI STUDIO

#### Golfo di Castellammare

Il Golfo di Castellammare (Fig. 1), situato nella porzione nord-occidentale delle Sicilia, è una delle più ampie insenature dell'isola. Il perimetro costiero è di circa 70 km, mentre la falcata tra San Vito lo Capo ad ovest e Punta Raisi ad est misura 32 km e delimita un'area marina di circa 370 km<sup>2</sup>.

L'intero bacino idrografico del Golfo misura circa 970 km<sup>2</sup> e comprende diversi corsi d'acqua, per la maggior parte a carattere torrentizio. Il fiume San Bartolomeo, il fiume Jato ed il torrente Nocella sono i principali tra questi, responsabili dell'elevato tasso di sedimentazione sui fondali del golfo, dovuto al trasporto di sedimenti terrigeni e di colloidali argillosi, nonché di fenomeni locali di inquinamento dovuti allo scarico di reflui urbani ed industriali non depurati (Calvo & Genchi, 1989; D'Anna *et al.*, 1985; Riggio *et al.*, 1992).

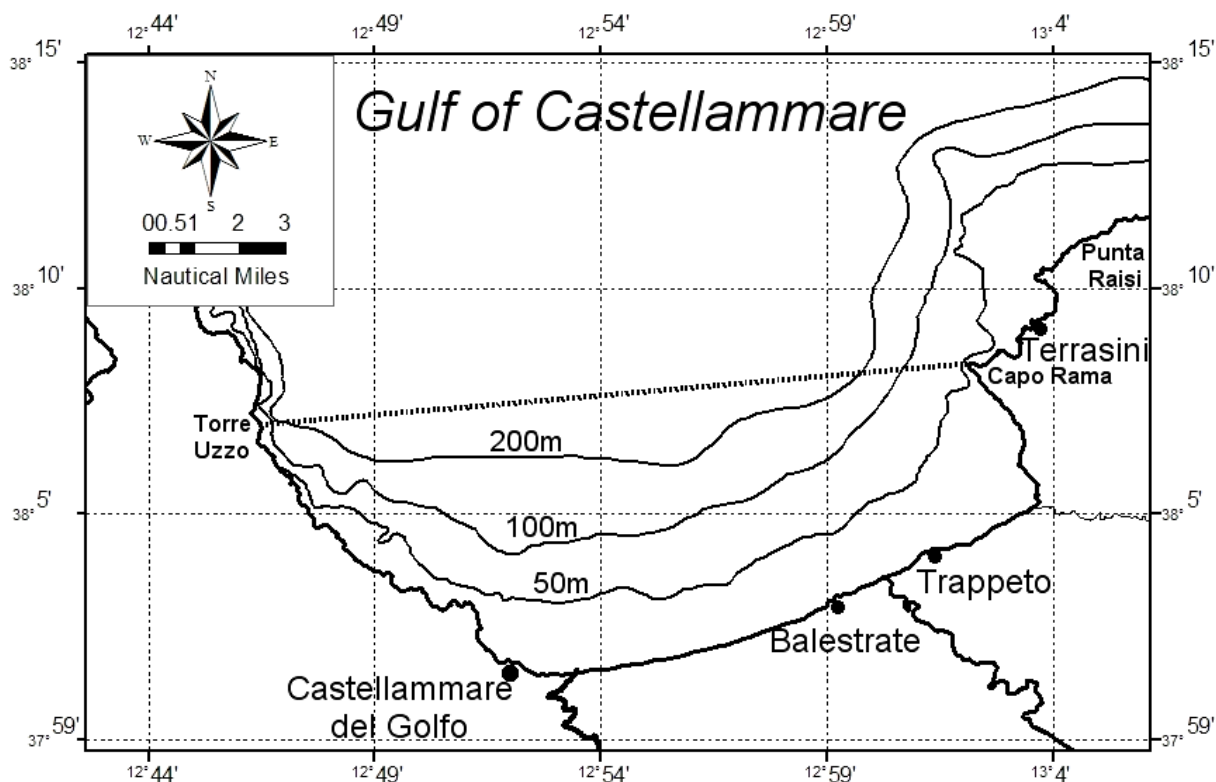
Coste alte e rocciose caratterizzano le porzioni occidentale ed orientale del golfo, mentre la parte centrale presenta litorali bassi e sabbiosi interrotti da modesti promontori costituiti da terrazzi calcarenitici del quaternario.

La costa rocciosa e strapiombante della zona occidentale che va da S. Vito a Cala Bianca comprende la Riserva Naturale Orientata dello Zingaro, istituita con la L.R. 98/81, la quale garantisce la non edificabilità su circa 7 km di litorale (Riggio *et al.*, 1985). La costa rocciosa orientale è dominata dalla falesia di Capo Rama, caratterizzata dalla presenza di fenomeni carsici imponenti e dall'impatto dei marosi. I fondali sottostanti la falesia sono misti, in parte rocciosi e in parte fangosi oltre i 25-30 m.

I fondali delle zone rocciose possono essere considerati tra i più belli della Sicilia, ricchi di elementi interessanti quali la presenza di sorgive subacquee, numerose cavità dovute ai fenomeni di carsismo, rigogliosi popolamenti bentonici di substrato duro (Riggio *et al.*, 1985), e infine il "trottoir" o "marciapiede" a vermeti, che arriva a costituire lungo lo Zingaro mensole di un paio di metri di larghezza nella zona di marea (Badalamenti *et al.*, 1992).

La costa centrale presenta litorali sabbiosi caratterizzati originariamente da un sistema a dune sabbiose oggi quasi scomparso (D'Anna *et al.*, 1985). La monotonia della costa è interrotta, oltre che dall'urbanizzazione selvaggia delle zone di Alcamo Marina, Balestrate e Ciammarita (Trappeto), anche dai promontori arenacei di Balestrate e Trappeto e dal bosco di Calatubo.

I fondali corrispondenti alla zona centrale sono costituiti in successione costalargo da sabbie superficiali e sabbie fini che trapassano nei fanghi terrigeni costieri, fino ai fanghi compatti batiali oltre la profondità di 150-200 m (Arena & Bombace, 1970; Arculeo *et al.*, 1988). Lungo la fascia costiera di questa zona centrale del Golfo, ad una profondità compresa fra 14 e 50 m, sin dal 1981 sono state create alcune oasi di ripopolamento rappresentate da barriere artificiali costituite da piramidi di massi in calcestruzzo, per iniziativa del Consorzio di Ripopolamento Ittico "Golfo di Castellammare", dei Comuni costieri, delle Province Regionali di Trapani e Palermo (Arculeo *et al.*, 1990; Bombace, 1982, 1989; Badalamenti *et al.*, 1985; D'Anna *et al.*, 1994).



**Fig. 1 – Mappa del Golfo di Castellammare. La linea tratteggiata da Capo Rama a Torre Uzzo indica il confine del divieto di pesca a strascico.**

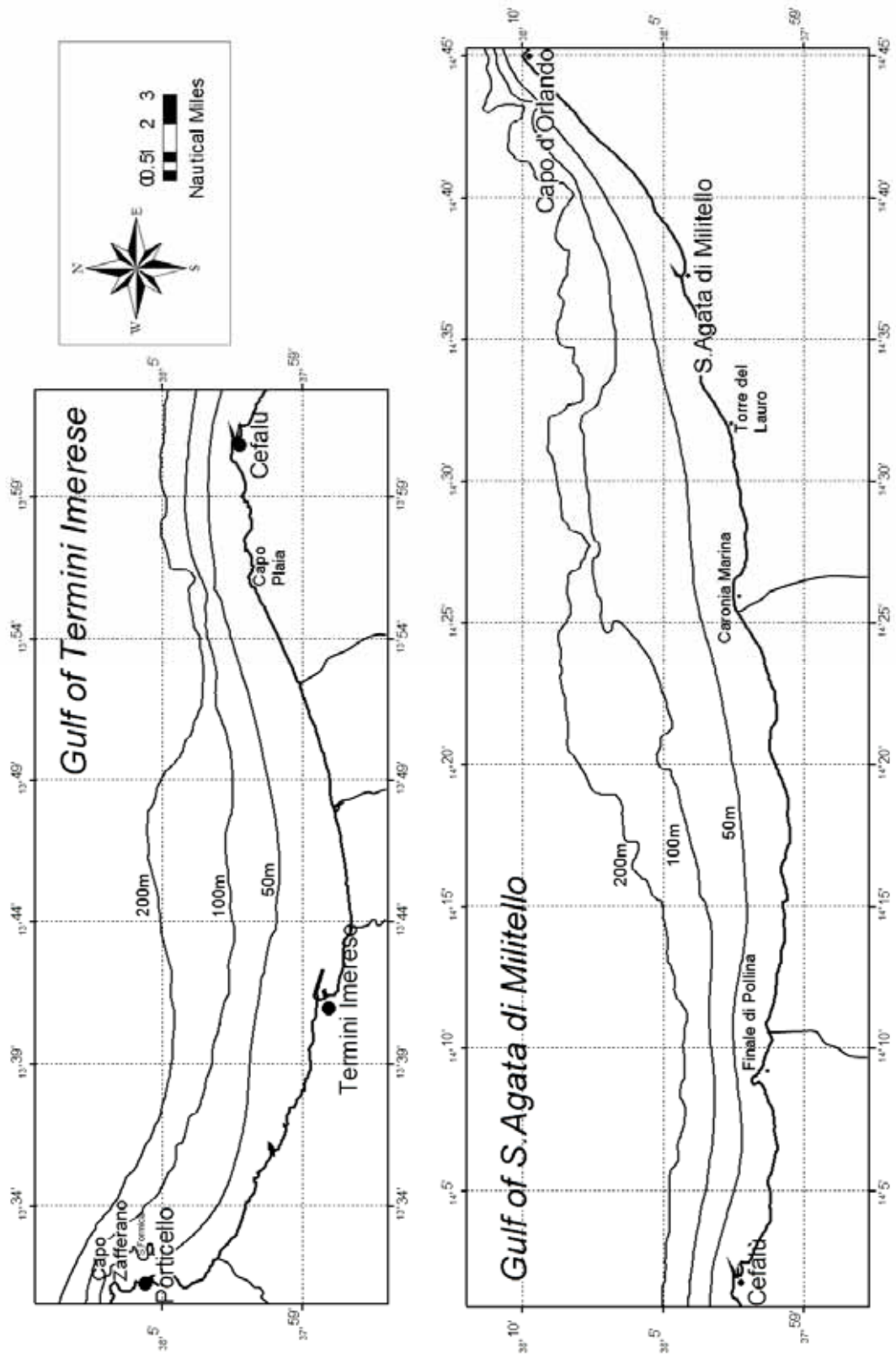


Fig. 2 – Mappe dei golfi di Termini Imerese e di Sant’Agata

### **Golfo di Termini Imerese**

Il Golfo di Termini Imprese (Fig. 2), in provincia di Palermo, si sviluppa per circa 50 km ed è delimitato a ponente dal monte Catalfano (Porticello) e a levante delle estreme propaggini delle Madonie (Cefalù). La linea di costa presenta un'alternanza di tratti alti e rocciosi di natura calcarenitica e di piccole calette sabbiose nella parte più occidentale del Golfo che si estendono fino al comune di Termini Imerese. Proseguendo oltre verso est troviamo una vasta distesa pianeggiante e sabbiosa che si interrompe in corrispondenza di Capo Plaia. La parte centrale del golfo costituisce una piana alluvionale originatasi ad opera dei numerosi fiumi che vi sfociano (Milicia, S. Leonardo, Torto e Imera Settentrionale). Proseguendo oltre, fino a Cefalù, la costa assume un profilo simile al versante occidentale alternando costoni rocciosi a spiagge sabbiose.

La batimetria segue abbastanza bene la linea di costa, allontanandosene molto soltanto in corrispondenza della parte centrale del Golfo dove è possibile trovare i -100 m ad oltre 10km dalla costa. Sul versante occidentale è da segnalare la presenza di un affioramento roccioso noto come Scoglio della Formica al largo di Porticello.

Dal punto di vista biocenotico, il substrato prevalente in tutto il golfo è rappresentato dai fanghi terrigeni costieri (VTC) che si estende già a partire dai 20-30 m di profondità. Nella porzione occidentale del Golfo fino a Termini Imerese, tra la costa ed il VTC troviamo l'associazione di *Posidonia oceanica* e sabbia o roccia che si estende fino ai -20 m. I fondali della parte centrale ed orientale del Golfo, dal porto di Termini Imerese fino a Cefalù, presentano invece un'alternanza di sabbie fini ben classate (SFBC) alternate a praterie di *Cymodocea nodosa* fino alla profondità di 25 m, oltre la quale troviamo un fondale a VTC. I fanghi terrigeni costieri che caratterizzano i fondali del Golfo, sono interrotti da una lunga e stretta fascia di detritico costiero che si estende tra i -50 ed i -70 m, sulla porzione centro-orientale del Golfo, fino a Cefalù.

### **Golfo di Sant'Agata**

Il Golfo di Sant'Agata (Fig. 2) si estende da Cefalù fino a Capo d'Orlando. Si sviluppa per circa 80 km e ricade a cavallo delle province di Palermo e Messina.

Si tratta di una insenatura molto ampia che non presenta però delimitazioni geografiche ben definite. Sono presenti numerosi corsi d'acqua, fra i più importanti i

fiumi Pollina e Caronia. La linea di costa è abbastanza regolare, con prevalenza di substrati rocciosi nella parte occidentale, e spiagge alternate a brevi tratti rocciosi nel resto della costa. Le spiagge sono per lo più costituite da ghiaie e ciottoli la cui origine è legata all'ingente apporto solido da parte delle fiumare (ICRAM, 1994).

La piattaforma continentale è ampia e va da 3 km in corrispondenza di S. Ambrogio, ai 10-11 km fuori Santa Agata di Militello. Il bordo della piattaforma si ritrova ad una profondità compresa tra 140 e 150 m. Dalla costa verso il largo si ritrovano la spiaggia emersa e sommersa costituita da ciottoli e ghiaie miste a sabbie, e una fascia costituita da sabbie che da grossolane diventano sempre più fini fino alla profondità di 20-30 m; a maggiori profondità si osserva una facies pelitica composta da fango con percentuali variabili di sabbia.

La batimetria del fondo segue abbastanza fedelmente la linea di costa ed i fondali sono nel complesso pianeggianti. I substrati mobili dominano quasi ovunque, mentre i substrati duri sono limitati generalmente ai primi metri dell'infralitorale soprattutto nella porzione occidentale. In alcuni tratti, soprattutto nelle zone di Cefalù e di Finale di Pollina, si afferma la prateria a *Posidonia oceanica*, prevalentemente su rocce carbonatiche, limitata ai primi metri di profondità, in quanto la torbidità provocata dall'ingente apporto sedimentario fluviale non ne consente l'impianto a profondità maggiori.

Nelle facies delle sabbie litorali è molto diffusa la *Cymodocea nodosa*, che in particolare si presenta fitta nella zona antistante Torre del Lauro ed al largo di S. Agata di Militello. Una fascia di transizione segna il passaggio con la successiva biocenosi VTC caratterizzata da facies a *Turritella communis* (ICRAM, 1994).

Nella porzione orientale del Golfo, al largo di Caronia Marina è presente la vasta Secca di Caronia che si estende da 70 ad oltre 150 m di profondità e consiste in una vasta serie di affioramenti rocciosi variamente distanziati l'uno dall'altro, che si ergono in altezza per diversi metri, su un substrato a matrice detritico-Infangata (VTC). Su tali affioramenti si insediano organismi biocostruttori della famiglia delle *Corallinaceae* insieme ad altri organismi quali briozoi, policheti e antozoi tipici del coralligeno di piattaforma. Questa zona funge da area di interdizione naturale alla pesca a strascico, favorendo il reclutamento di numerose specie ittiche.

### **Le marinerie e la pesca nell'area di studio**

Nel Golfo di Castellammare sono presenti le quattro marinerie di:



1. Castellammare del Golfo
2. Balestrate
3. Trappeto
4. Terrasini.

I due golfi di Termini Imerese e Sant'Agata sono interessati dalle attività delle marinerie di:

1. Porticello
2. Termini Imerese
3. Cefalù
4. Sant'Agata di Militello.

Con l'esclusione di Sant'Agata di Militello, appartenente al Compartimento Marittimo di Milazzo, e di Castellammare del Golfo, inclusa nel Compartimento Marittimo di Trapani, tutte le marinerie dei tre golfi appartengono al Compartimento Marittimo di Palermo.

Sulla base dei dati raccolti presso i vari Compartimenti Marittimi e in studi precedenti (Pipitone et al., 2000b; Mare & Ambiente, 2006), è stato ricostruito il quadro delle flotte pescherecce insistenti sui tre golfi valutando il numero di imbarcazioni e le loro dimensioni in termini di tonnellate di stazza lorda (TSL) (Tab. 1, Fig. 3). Inoltre, al fine di valutare qualitativamente lo sforzo di pesca nei tre golfi, le imbarcazioni di ciascuna marineria sono state raggruppate in tre categorie principali, in ragione del principale attrezzo di pesca utilizzato (Fig. 4):

1. reti a circuizione
2. rete a strascico
3. piccola pesca: nasse, reti da posta, palangari, ecc.

Nel golfo di Castellammare la flotta più imponente è quella di Terrasini con un totale di 63 imbarcazioni, seguita da Castellammare del Golfo, con 39 imbarcazioni. Circa il 38% delle imbarcazioni di Terrasini superano le 20 t TSL mentre la maggior parte delle imbarcazioni di Castellammare è di piccola stazza e solo il 7% supera le 20 t.

La marineria più piccola del Golfo è quella di Balestrate, composta da 15 barche di stazza inferiore a 6 tonnellate.

Nel Golfo di Castellammare la piccola pesca è l'attività più diffusa, i pescherecci a strascico sono presenti solo a Castellammare del Golfo (7.7%) e a

Terrasini (15%) mentre le imbarcazioni che utilizzano reti a circuizione sono presenti nella misura del 12% delle imbarcazioni di Trappeto e del 39.4% a Terrasini (Fig. 4).

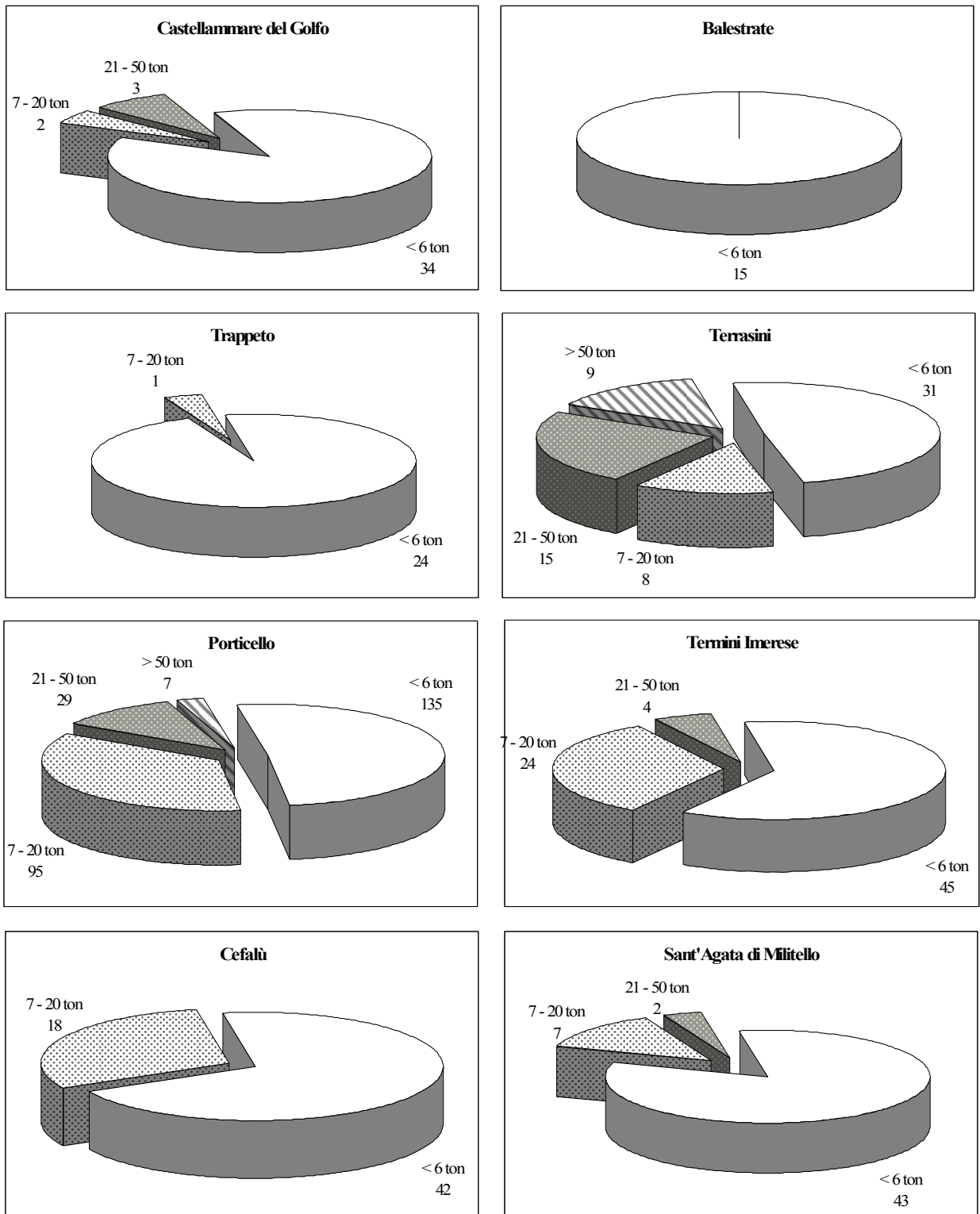
Nei golfi di Termini Imerese e Sant'Agata le imbarcazioni sono in media più numerose, con un massimo di 266 imbarcazioni a Porticello ed un minimo di 52 a Sant'Agata di Militello. Le imbarcazioni che superano le 20 t sono solo il 14% delle imbarcazioni di Porticello. Le altre marinerie infatti sono composte prevalentemente da piccole imbarcazioni con stazza inferiore a 20 t.

In questi due golfi, l'uso delle reti a circuizione è molto diffuso e, escludendo Porticello (7.1% delle imbarcazioni) costituisce più del 40% delle attività di pesca.

Lo strascico è praticato solo dal 3.3% delle imbarcazioni di Cefalù, dal 15.1% delle imbarcazioni di Termini Imerese e dal 27.4% delle imbarcazioni di Porticello. Nonostante le grandi dimensioni del porto e l'elevato numero di imbarcazioni dedite allo strascico, la piccola pesca resta l'attività dominante anche a Porticello, praticata dal 65.4% delle imbarcazioni (Fig. 4).

Golfo	Marineria	n° imbarcazioni	TSL (t)				n° imbarcazioni per classe di TSL (t)			
			media	dev.st.	min	max	< 6	7 - 20	21 - 50	> 50
GCAST	Castellammare del Golfo	39	4.7	8.8	0.95	40.1	34	2	3	0
	Balestrate	15	1.7	0.5	0.88	2.54	15	0	0	0
	Trappeto	25	2.4	2.0	0.91	9.74	24	1	0	0
	Terrasini	63	22.4	30.0	0.39	112.62	31	8	15	9
GTERM	Porticello	266	9.9	14.3	0.3	97.5	135	95	29	7
	Termini Imerese	73	5.8	5.9	0.7	33.4	45	24	4	0
	Cefalù	60	3.9	3.7	0.5	15	42	18	0	0
GSANT	Sant'Agata di Militello	52	4.6	6.2	1	32	43	7	2	0

**Tab. 1 – Dati di Tonnellate di Stazza Lorda (TSL) e numero di imbarcazioni per classe di TSL nelle marinerie dei tre golfi.**



**Fig. 3 – Classi di Tonnellate di Stazza Lorda e relativo numero di imbarcazioni per le otto marinerie dei tre golfi.**

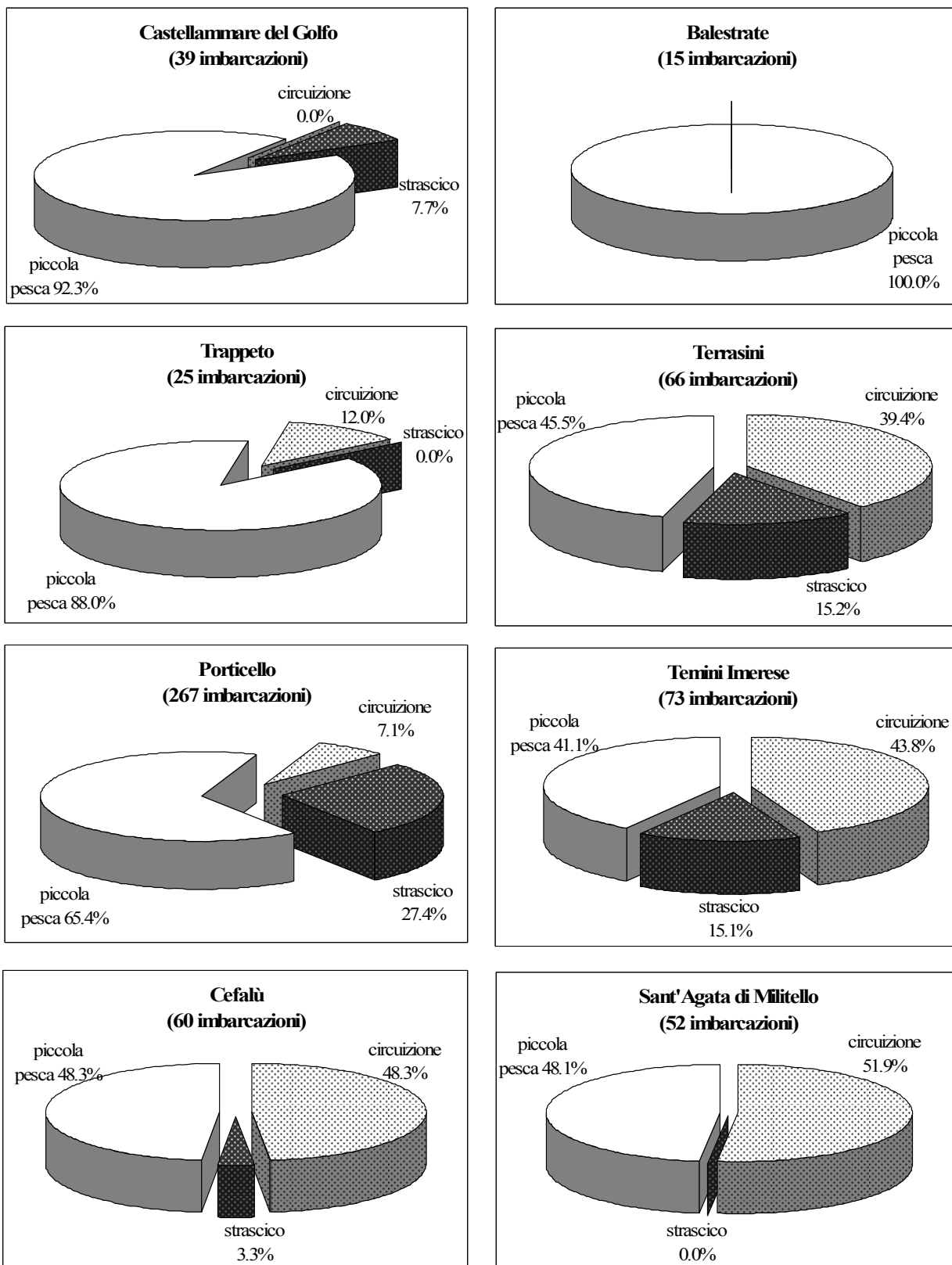


Fig. 4 – Numero percentuale di imbarcazioni per tipologia di pesca nelle marinerie dei tre golfi.

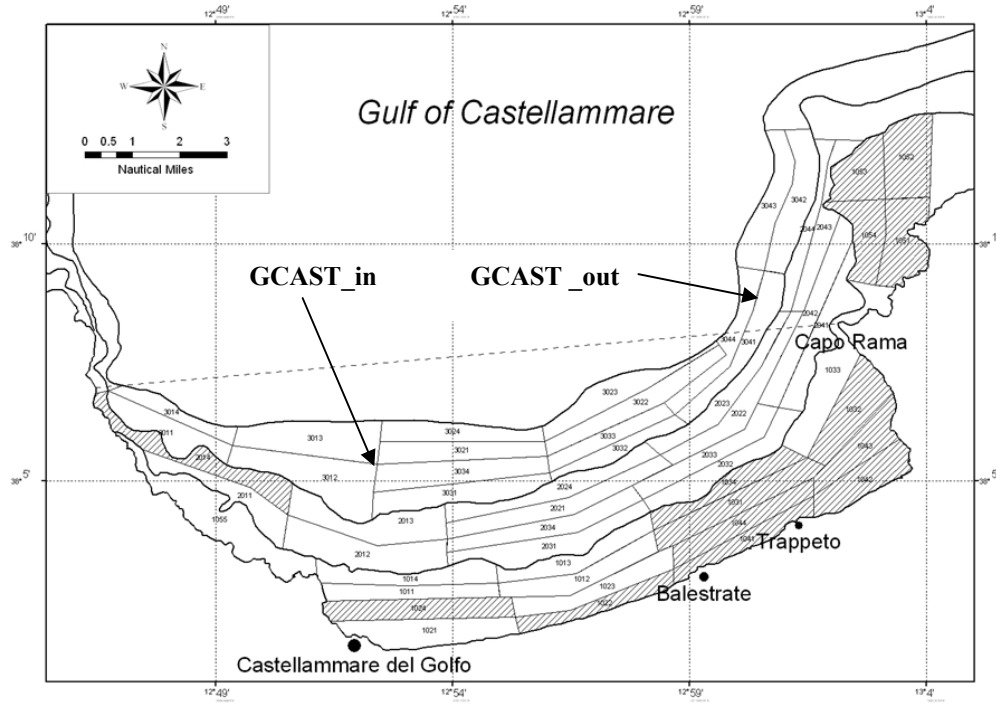
## 5 - MATERIALI E METODI

Si è provveduto innanzitutto ad una ricerca bibliografica sull'argomento di studio. Il materiale bibliografico è stato raccolto nella biblioteca della Sede CNR-IAMC di Castellammare del Golfo, e archiviato in formato elettronico utilizzando il software Endnote v.5.

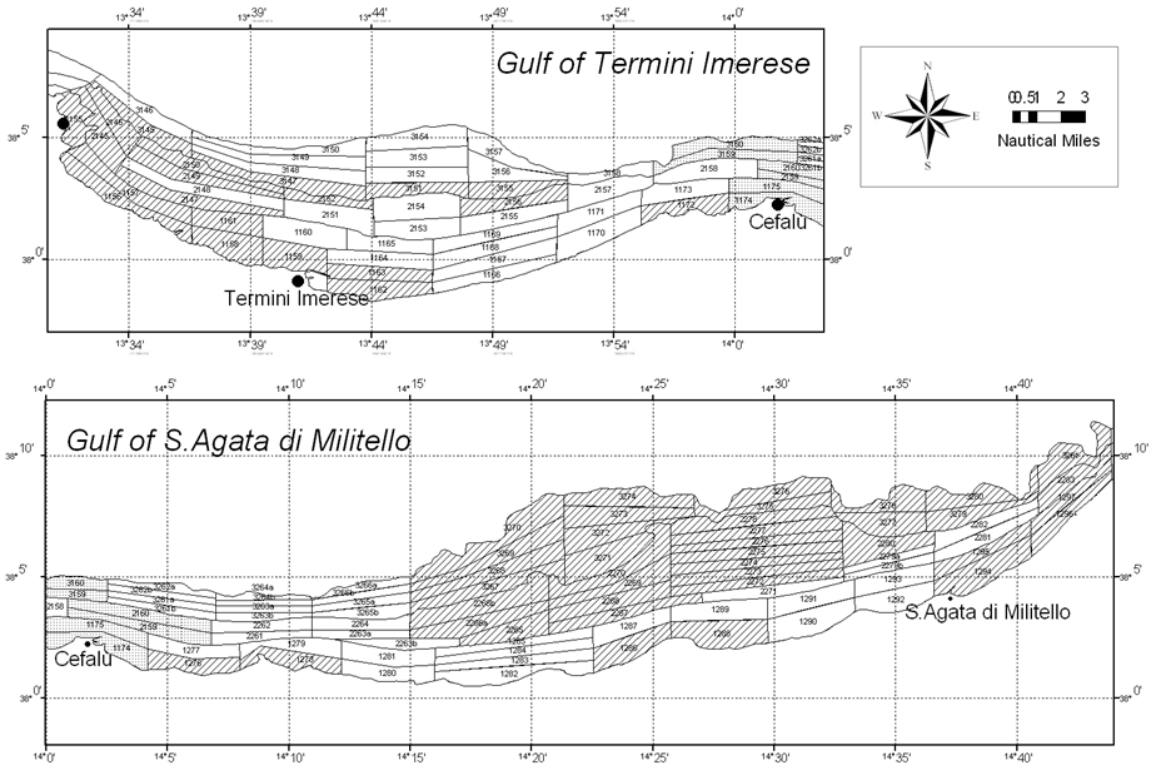
Il materiale biologico utilizzato in questo studio consiste in campioni di fauna demersale raccolti durante campagne di pesca a strascico sperimentale condotte nel Golfo di Castellammare (GCAST) e in altre due località (aree di controllo) (Fig. 1): Golfo di Termini Imerese (GTERM), da Capo Zafferano a Cefalù, e Golfo di S. Agata (GSANT), da Cefalù a Capo d'Orlando (Figg. 2a, 2b). Siccome non tutto il Golfo di Castellammare è vietato allo strascico, la sua superficie è stata suddivisa in una parte protetta (GCAST\_in) e in una non protetta (GCAST\_out) (Fig. 2a).



Figura 1. Carta della Sicilia con le tre aree di studio. I = area di impatto (GCAST). C<sub>1</sub> = area di controllo 1 (GTERM). C<sub>2</sub> = area di controllo 2 (GSANT).



**Figura 2a. Area GCAST (Golfo di Castellammare) con ESU. La linea tratteggiata indica il limite esterno dell'area vietata allo strascico. Le ESU ombreggiate sono non-strascicabili.**



**Figura 2b. Aree GTERM (Golfo di Termini Imerese) e GSANT (Golfo di Sant'Agata) con ESU. Le ESU ombreggiate sono non-strascicabili. Le ESU grigie costituiscono l'area-cuscinetto.**

Le campagne di pesca sono state effettuate con un peschereccio commerciale (M/P “Giaguaro” della marineria di Castellammare del Golfo) dotato di rete a strascico da fondo con divergenti (lima dei piombi e lima dei sugheri lunghe rispettivamente 31.3 m and 41 m, con dimensione della maglia stirata da 58 mm alla bocca e da 36 mm al sacco). Tutti i campionamenti sono stati realizzati con il medesimo peschereccio e attrezzo di pesca per garantire il confronto statistico dei dati raccolti. Le strascicate (=cale) sono state condotte ad una velocità media di 2.7 nodi.

Prima di effettuare le campagne di pesca nelle aree di controllo (GTERM e GSANT), sulle quali le conoscenze pregresse erano piuttosto limitate, è stato effettuato un pre-survey raccogliendo informazioni presso i pescatori dell'area, nella letteratura grigia e presso i colleghi del CNR-IAMC di Messina, sulle caratteristiche del fondale. Tali informazioni (presenza di afferrature, canyon non segnati sulle carte nautiche, aree vietate alla navigazione, ecc.) sono state riportate su una carta nautica creata con un software GIS (ESRI ArcMAP 8) al fine di pianificare il campionamento. Le metodologie di campionamento e processamento del pescato a bordo sono state quelle standard riportate in letteratura (Holden & Raitt, 1974; Gunderson, 1993), adattate e utilizzate nelle precedenti ricerche del nostro Istituto (Pipitone, 2004).

E' stato adottato un disegno di campionamento stratificato random, con ogni area suddivisa in tre strati batimetrici: lo strato **A** da 10 a 50 m, lo strato **B** da 51 a 100 m, e lo strato **C** da 101 a 200 m. Ogni strato è stato suddiviso in settori denominati ESU (Elementary Sampling Units), che costituiscono le unità spaziali in cui effettuare i campionamenti. Successivamente, sulla base del pre-survey, alcune ESU sono state classificate “non-strascicabili” per la presenza di ostacoli sul fondo (formazioni rocciose, relitti, condotte e cavi sottomarini). Inoltre lo stesso pre-survey ha evidenziato i bassi rendimenti di pesca ottenibili in GTERM e GSANT; pertanto si è deciso di effettuare cale da 60 minuti in queste due aree, al fine di reperire una maggiore quantità di materiale biologico da analizzare, e da 30 minuti in GCAST, dove i rendimenti attesi erano assai più elevati (Pipitone *et al.*, 2000a, 2004).

Tra le aree GTERM e GSANT, all'altezza di Cefalù, due ESU per strato sono state escluse dal campionamento e usate come area-cuscinetto per separare fisicamente le due aree (Fig. 2b).

Con il finanziamento disponibile per le operazioni in mare si è deciso di effettuare complessivamente 90 cale. Si è quindi proceduto al sorteggio casuale di 30 ESU per area, in cui effettuare le cale, così suddivise in numero proporzionale alla superficie di ogni strato: 6 nello strato A, 12 nello strato B e 12 nello strato C. In GTERM e GSANT il numero di ESU strascicabili disponibili è risultato inferiore a 12 per gli strati B e C. Per tale motivo è stato effettuato un secondo sorteggio sulle stesse ESU totali disponibili; quelle estratte per la seconda volta sono state definite "bis". Le cale nelle ESU "bis" sono state effettuate in giorni diversi e seguendo rotte diverse rispetto alle cale già effettuate nelle stesse ESU, per assicurare l'indipendenza dei campioni.

La conformazione accidentata dei fondali costieri in GCAST\_out ha comportato l'impossibilità di effettuare cale nello strato A.

In GCAST sono state effettuate quattro campagne di pesca stagionali, mentre nei due controlli GTERM e GSANT le campagne sono state due: primaverile ed autunnale.

Le cale sono state considerate "valide" se di durata superiore a 20 minuti per GCAST e a 40 minuti per GTERM e GSANT. Quando questi limiti temporali non sono stati rispettati per condizioni meteorologiche avverse o per imprevista presenza di ostacoli presenti sul fondo, le cale sono state classificate "non valide" e quindi escluse dal campionamento, e ripetute nella stessa ESU (ove possibile) o in una diversa.

Le pescate sono state effettuate a partire da un'ora dopo l'alba, fino ad un'ora prima del tramonto. L'intera cattura è stata di volta in volta conservata in vaschette sigillate e riposte nella stiva frigorifera a bordo del peschereccio. Solo nei casi di cattura molto abbondante si è proceduto ad un subcampionamento secondo un protocollo sperimentale (Pipitone, 2004). Alla fine di ogni giornata di pesca, le vaschette contenenti i campioni sono state sbarcate e trasferite in congelatore.

Successivamente si è proceduto alla registrazione della lunghezza di tutti gli esemplari trasferiti in laboratorio. Su pesci e cefalopodi state misurate rispettivamente lunghezza totale e lunghezza del mantello al  $\frac{1}{2}$  cm inferiore, per i crostacei decapodi è stata invece misurata la lunghezza del carapace al millimetro inferiore. Il peso individuale - come pure il sesso e lo stadio di maturità gonadica - è stato registrato solo per alcune specie-bersaglio di elevato interesse commerciale; per tutte le altre si è misurato il peso complessivo di ogni specie presente nei campioni. Il peso è stato



approssimato al grammo per pesci e cefalopodi, e al centesimo di grammo per i crostacei.

I dati biologici raccolti sono stati annotati in laboratorio in formato cartaceo e successivamente archiviati in formato elettronico utilizzando MS Access. Anche i dati relativi alle operazioni di cala sono stati archiviati in una tabella di Access e inseriti nello stesso database dei dati biologici. Su tutte le tabelle create sono stati successivamente effettuati controlli crociati (*query*) al fine di correggere eventuali errori di compilazione manuale dal formato cartaceo a quello elettronico.

# TERZA PARTE

## 6 - EFFETTO DEL DIVIETO DI PESCA A STRASCICO SULLA BIOMASSA DELLA FAUNA DEMERSALE

### Introduzione

Le attività di pesca in mare hanno portato ad un drammatico decremento della biomassa degli stock sfruttati, in certi casi con un vero e proprio collasso della risorsa. Lo sforzo di pesca negli ultimi trenta anni ha avuto un andamento crescente, mentre i rendimenti (catture per unità di sforzo) sono rimasti stabili o hanno subito una diminuzione ed altri impatti antropici hanno comportato un degrado degli habitat e dei sistemi ecologici da cui la pesca stessa dipende (Hutchings, 2000; Jackson, 2000; Pauly, 2002). Le aree marine protette (AMP) di varia tipologia rientrano tra gli strumenti di gestione delle risorse ittiche demersali. Esistono diverse categorie di AMP finalizzate al recupero degli stock ittici sovrasfruttati e al giovamento della pesca commerciale nelle aree adiacenti, definibili in generale “riserve di pesca” (*fishery reserves*), che prevedono o il divieto totale di ogni prelievo (*no-take areas*) o il permesso per determinati attrezzi selettivi ritenuti di basso impatto sulle popolazioni (Agardy, 1997).

Sono stati ravvisati due meccanismi principali secondo cui le AMP dovrebbero portare dei benefici agli stock demersali nelle aree adiacenti, legati all'aumento della biomassa e della taglia media individuale all'interno dell'area protetta. Il primo consiste nella dispersione di uova e larve; il secondo in fenomeni densità-dipendenti che favorirebbero un flusso netto di individui sub-adulti e adulti verso l'esterno (*spillover*).

In molte AMP si è registrato un aumento della densità, della biomassa e della taglia media delle specie all'interno dei confini (Côté et al., 2001; Halpern, 2003), e solo in pochi casi c'è stata evidenza di *spillover* (Gell e Roberts, 2003; Russ et al. 2004; Goñi et al., 2006). Comunque è prematuro assumere che le aree protette siano strumenti di gestione efficaci in tutti i casi perché ci sono pochi studi empirici, alcuni dei quali carenti sul piano del disegno sperimentale, oltre al fatto che non sempre l'incremento di biomassa all'esterno risulta significativo o tale da influenzare positivamente la pesca. Willis et al. (2003) hanno riportato che fino al 2002 gli studi

empirici nelle zone escluse alla pesca erano inferiori a quelli teorici o alle reviews (44% contro 56% su un totale di 205). Halpern (2003) ha analizzato 89 studi empirici, trovando che il 63% riportava un incremento della densità mentre il 7% riportava un declino. In realtà, applicando *a posteriori* un disegno sperimentale rigoroso ai dati pubblicati da altri autori, Willis et al (2003) hanno rilevato che solo cinque studi hanno dimostrato un effetto inequivocabile sulla densità, mentre casi di reale aumento di densità nelle immediate vicinanze della riserva sono assai rari.

La letteratura sulla efficacia delle AMP presenta numerosi contributi provenienti da zone temperate e tropicali. La distribuzione fra gli studi condotti nelle zone temperate e quelli condotti nelle zone tropicali è simile, con il 41% degli studi effettuati nelle prime ed il resto nelle seconde (Halpern, 2003). Inoltre la maggior parte degli studi riguarda organismi associati alle barriere coralline per le regioni tropicali mentre quelli delle zone temperate si riferiscono alle barriere rocciose, alle zone intertidali o ad altri habitat come la prateria di fanerogame marine (Macpherson, 2002, Claudet et al., 2006). Anche le tecniche di indagine usate sono varie. Quella più usata è il censimento visivo effettuato in zone protette e non protette o in periodi anteriori e posteriori all'istituzione della protezione (Russ et al., 2004; Ashworth et al., 2005; Claudet et al., 2006 e le referenze all'interno dei lavori citati). Altri contributi sono stati ottenuti attraverso l'uso di diverse tecniche di pesca (con dati riportati sotto forma di CPUE o di densità o biomassa) (Kaunda-Arara e Rose, 2004; Blyth-Skyrme et al., 2006; Stelzenmüller et al., 2007). L'analisi della letteratura ha comunque evidenziato la presenza di pochissimi studi sull'effetto della protezione sui fondi mobili nel Mediterraneo, dal momento che la maggior parte di tali studi sono stati effettuati nell'Atlantico settentrionale. In questa zona esistono alcune misure gestionali che consistono nella chiusura di aree alla pesca (principalmente allo strascico) come "il rettangolo ICES" nel Mare del Nord (Hiddink, 2006) o nella chiusura a rotazione stagionale del Georges Bank al largo del New England (Murawski et al., 2000). Queste misure hanno portato principalmente benefici ad organismi poco mobili come il bivalve *Placopecten magellanicus*, che ha mostrato un incremento di biomassa di 14 volte nel periodo di chiusura fra 1994 e il 1998 (Murawski et al., 2000). Anche alcune specie ittiche mobili, target di attività di pesca economicamente importanti, come il merluzzo (*Gadus morhua*), la platessa (*Pleuronectes platessa*) e la sogliola (*Solea solea*) hanno mostrato incrementi di biomassa e della taglia media all'interno delle aree protette e ripercussioni nelle

vicinanze delle aree di protezione (Murawski et al., 2005). In Mediterraneo esiste un solo studio che riguarda gli effetti del divieto di pesca a strascico sui fondi mobili costieri (Pipitone et al., 2000), che riporta un incremento significativo della biomassa demersale (sia totale che di alcune specie-bersaglio) dopo quattro anni di divieto. Lo studio in questione tuttavia soffre della mancanza di confronti sulla scala spaziale, e gli stessi autori sottolineavano la necessità di prendere in considerazione aree di controllo aperte alla pesca. Questa strategia permette infatti di discriminare con maggiore certezza il fattore di protezione da altri eventuali fattori legati alle caratteristiche ambientali delle aree studiate.

Nel presente studio è stato condotto un confronto asimmetrico delle densità ( $\text{kg}/\text{km}^2$ ) fra un'area sottoposta da quindici anni a divieto di strascico (Golfo di Castellammare) e due aree di controllo aperte a tutte le attività di pesca (Golfi di Termini Imerese e di Sant'Agata), situate tutte lungo la costa settentrionale siciliana. Inoltre allo scopo di mettere in luce un effetto della protezione nelle aree limitrofe alla zona protetta, il confronto è stato effettuato anche con dati provenienti dalla zona appena fuori il limite del divieto di strascico.

## **Materiali e metodi**

### ***Raccolta dei dati***

La raccolta dei campioni biologici è stata effettuata con l'impiego di una rete a strascico con divergenti trainata dal M/P "Giaguaro" della marineria di Castellammare del Golfo. Sono state condotte quattro campagne di pesca stagionali nel Golfo di Castellammare (GCAST) e due nei golfi di Termini Imerese (GTERM) e Sant'Agata (GSANT) (Fig. 1).

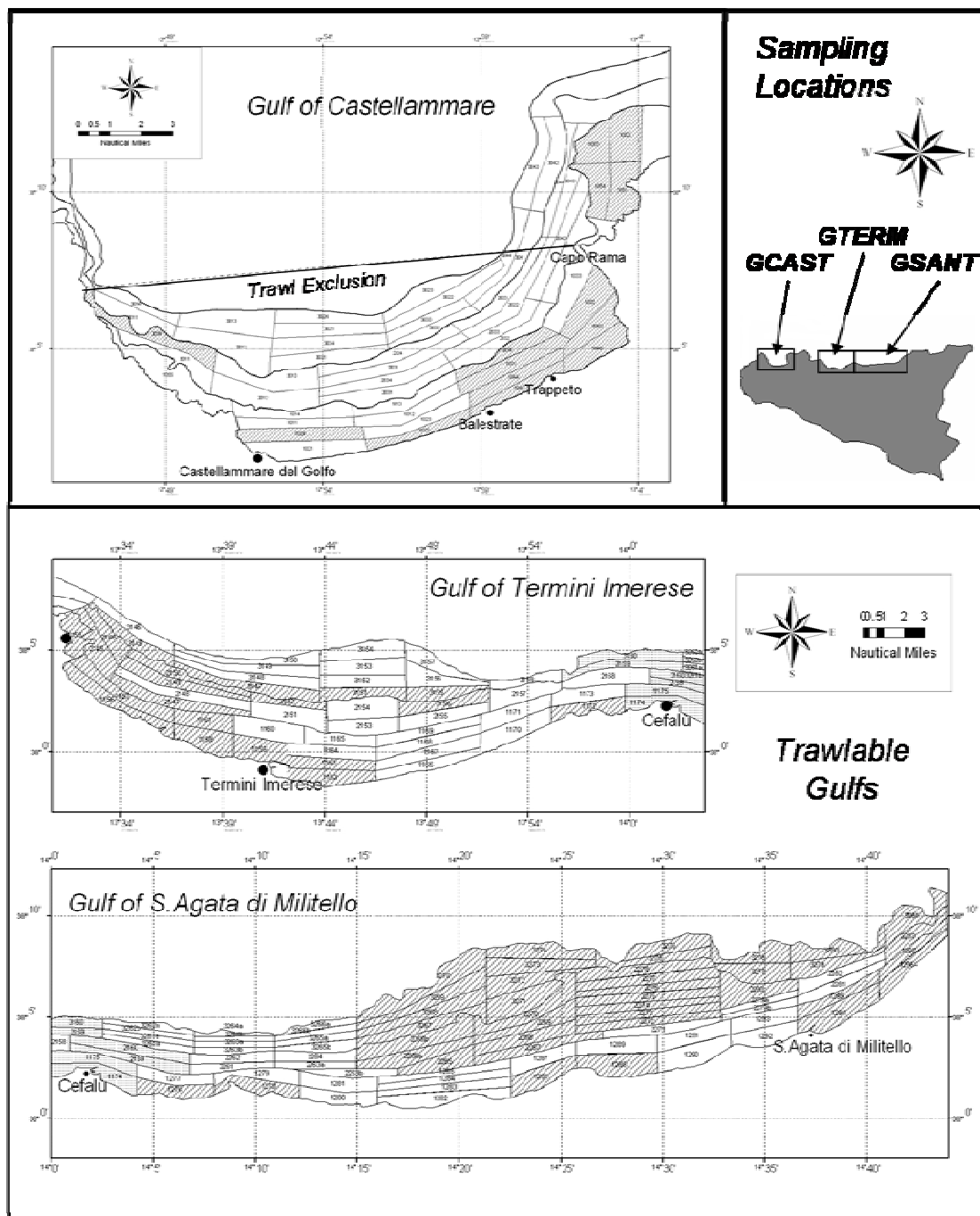


Figura 1. Mappa di ciascuno dei tre golfi con indicati: gli strati batimetrici (0-50 m, 51-100 m e 101-200 m), le unità statistiche elementari associate (ESU) per il subcampionamento e l'area vietata alla pesca a strascico nel Golfo di Castellammare. Gli ESU fisicamente non strascicabili sono tratteggiati.

Per i dettagli sul campionamento, sul processamento a bordo e in laboratorio e sulla archiviazione dei dati si rimanda al Capitolo 5.

Siccome non tutto il Golfo di Castellammare è vietato allo strascico, la sua superficie è stata ulteriormente suddivisa in una parte protetta (GCAST\_in) e in una adiacente non protetta (GCAST\_out) (Fig. 1). La Tab. 1 riporta il numero di cale in

dettaglio. L'assenza di campioni dallo strato A di GCAST\_out è dovuta alla presenza di vaste aree non strascicabili in quella zona.

I dati di biomassa raccolti sono stati elaborati e rapportati all'unità di superficie, ed espressi come densità (kg/km<sup>2</sup>) per assicurarne la standardizzazione e la confrontabilità.

AREA	STAGIONE	Durata della campagna	IN/OUT	STRATO	n. cale
GCAST	Estate	14-22/9/2004	IN	A	7
				B	9
			OUT	C	8
				B	3
GCAST	Autunno	12-24/11/2004	IN	C	4
				B	3
			OUT	C	4
				B	3
GCAST	Inverno	3-14/3/2005	IN	A	6
				B	8
			OUT	C	8
				B	4
				C	4
				B	3
GCAST	Primavera	17-25/5/2005	IN	C	3
				A	6
			OUT	B	9
				C	9
				B	3
				C	3
GSANT	Autunno	10-15/12/2004		A	6
				B	12
				C	12
GSANT	Primavera	4-11/6/2005		A	6
				B	12
				C	12
GTERM	Autunno	27/11-10/12/2004		A	6
				B	12
				C	12
GTERM	Primavera	29/05-3/6/2005		A	6
				B	12
				C	12

**Tabella 1 - Numero di cale a strascico effettuate per area e per stagione. GCAST: Golfo di Castellammare; GSANT: Golfo di Sant'Agata; GTERM: Golfo di Termini Imerese; IN: parte di GCAST protetta; OUT: parte di GCAST non protetta.**

### ***Analisi dei dati***

Il pescato è stato suddiviso in quattro categorie: Cefalopodi, Crostacei, Pesci e Cattura Totale. Al fine di interpretare i risultati delle analisi, bisogna tenere presente che le catture di crostacei sono dominate essenzialmente dal gambero rosa, *Parapenaeus longirostris* (86% in peso, 97% in numero), mentre ciascuna delle

rimanenti specie offre un contributo trascurabile alla categoria (0.02%÷7% in peso, 0.001%÷1.5% in numero).

L'analisi dei dati è stata finalizzata a valutare la presenza di effetti-protezione sulla biomassa della fauna demersale. Per raggiungere tale obiettivo è stato adottato un disegno sperimentale con quattro diverse analisi:

1) L'analisi **GCAST stagionale** confronta i valori di densità delle quattro categorie di pescato in GCAST\_in fra le stagioni e gli strati, allo scopo di testare la variabilità stagionale e spaziale della biomassa di fauna demersale dentro l'area protetta:

#### *GCAST STAGIONALE*

*2 fattori fissi: Stagione (Es, Au, In, Pr)*

*Strato (A, B, C)*

2) L'analisi **Spillover** confronta i valori di densità delle quattro categorie di pescato in GCAST\_in, GCAST\_out, GTERM e GSANT fra le stagioni e gli strati, allo scopo di verificare l'esistenza di un fenomeno di spillover dalla zona protetta GCAST\_in a quella adiacente non protetta GCAST\_out. L'ipotesi da testare è che, a causa dello spillover, la densità in GCAST\_out è minore di GCAST\_in e maggiore di GTERM e GSANT:

#### *SPILOVER*

*3 fattori fissi: Stagione (Au, Pr)*

*Località (GCAST\_in, GCAST\_out, GSANT, GTERM)*

*Strato (B,C)*

3) L'analisi **Protetto vs. Non Protetto** confronta i valori di densità delle quattro categorie di pescato in GCAST\_in, GTERM e GSANT fra le stagioni e gli strati, allo scopo di verificare l'esistenza di un effetto-protezione sulla biomassa demersale. L'ipotesi da testare è che, a causa della protezione, la densità in GCAST\_in è maggiore di GTERM e GSANT:

#### *PROTETTO vs NON PROTETTO*

*3 fattori fissi: Stagione (Au, Pr)*

*Località (GCAST\_in, GSANT, GTERM)*

*Strato (A, B, C)*

4) L'analisi **In vs. Out** confronta i valori di densità delle quattro categorie di pescato in GCAST\_in e GCAST\_out fra le stagioni e gli strati, allo scopo di verificare differenze di densità tra l'area protetta e quella non protetta adiacente :

*IN vs OUT*

*3 fattori fissi: Stagione (Es, Au, In, Pr)*

*Località (CGAST\_in, GCAST\_out)*

*Strato (B, C)*

Per ognuno dei quattro disegni e delle quattro categorie di pescato è stata eseguita una PERANOVA (Permutational Analysis of Variances) (Anderson e Willis, 2002) basata sulla distanza euclidea in una matrice di dissimilarità. Al fine di omogeneizzare la varianza, la trasformazione  $\text{Log}(x+1)$  è stata applicata ai dati.

Le analisi sono state eseguite col programma di analisi statistiche PRIMER 6 (Clarke e Warwick 1994; Anderson 2001)

## **Risultati**

### **1) Analisi GCAST stagionale**

La Tab. 1 mostra le densità medie delle quattro categorie di pescato a GCAST\_in nelle quattro stagioni di campionamento. I cefalopodi sono risultati più abbondanti in inverno e primavera (rispettivamente 128,7 e 113,7 kg/km<sup>2</sup>) rispetto a estate ed autunno (rispettivamente 67,2 e 69,8 kg/km<sup>2</sup>). I crostacei sono risultati più abbondanti in autunno con 19,7 kg/km<sup>2</sup> mentre hanno raggiunto un valore minimo in inverno con 5,6 kg/km<sup>2</sup>. Le densità massime dei pesci si sono raggiunte in inverno con una densità media di 1623,3 kg/km<sup>2</sup> mentre quelle minime si sono registrate in estate con valori di densità media di 1057,6 kg/km<sup>2</sup>. Il totale delle specie ha mostrato valori massimi di densità in inverno (1757,6 kg/km<sup>2</sup>) mentre in estate sono state registrate densità minime (1137,8 kg/km<sup>2</sup>).

<b>Stagioni</b>	<b>Es</b>		<b>Au</b>		<b>In</b>		<b>Pr</b>	
	<i>Media</i>	<i>Err std</i>	<i>Media</i>	<i>Err std</i>	<i>Media</i>	<i>Err std</i>	<i>Media</i>	<i>Err std</i>
<b>Cefalopodi</b>	67,2	14,4	69,8	9,5	128,7	13,6	113,7	12,7
<b>Crostacei</b>	12,8	3,4	19,7	3,8	5,6	1,7	10,5	3,3
<b>Pesci</b>	1057,6	128,8	1188,9	151,6	1623,3	345,2	1173,8	194,8
<b>Totale</b>	1137,7	131,9	1278,3	154,8	1757,6	344,8	1298,0	188,0

**Tabella 1: densità media (kg/km<sup>2</sup>) ed errore standard delle quattro categorie di pescato nelle quattro stagioni a GCAST\_in. Es: estate; Au: autunno; In: inverno; Pr: primavera**



La Tab. 2 mostra i risultati della PERANOVA eseguita sulle densità dei cefalopodi all'interno di GCAST\_in. L'analisi ha mostrato differenze significative fra le stagioni mentre gli strati e l'interazione fra i due fattori non hanno mostrato differenze significative.

Sorgenti di variazione	Gradi di liberta	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
<b>Stagioni</b>	3	13.708	45.694	87.651	<b>0,0001</b>
<b>Strati</b>	2	28.628	14.314	27.457	0,0716
<b>Stagioni x Strati</b>	6	50.735	0,84559	1.622	0,1525
<b>Residuo</b>	81	42.226	0,52131		
<b>Totale</b>	92	62.956			
<b>Nelle stagioni</b>	<b>Confronto a coppie</b> In=Pr>Es=Au				

Tabella 2: PERANOVA eseguita sulle densità dei cefalopodi a GAST\_in

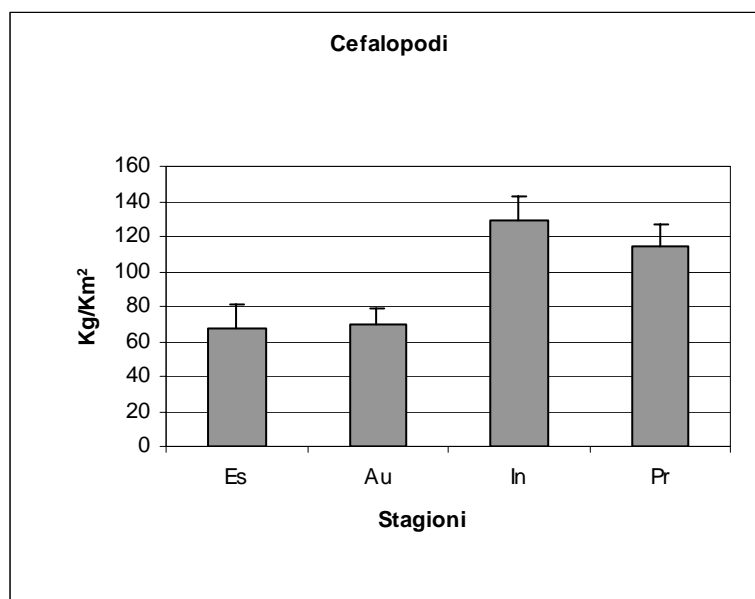


Figura 1: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei cefalopodi nelle quattro stagioni all'interno di GCAST\_in.

Il confronto a coppie eseguito all'interno del fattore Stagione ha mostrato che le stagioni In e Pr hanno densità significativamente maggiori rispetto alle stagioni Es ed Au (Tab 2; Fig 1).

La PERANOVA eseguita sulle densità dei crostacei nelle stagioni a GCAST\_in ha mostrato differenze significative nell'interazione fra i fattori stagioni e strati (Tabella 3).

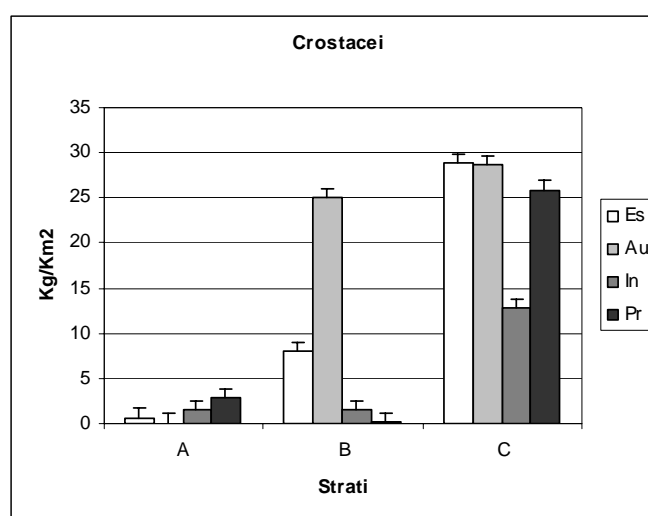
Sorgenti di variazione	Gradi di liberta	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Stagioni	3	11.253	3.751	5.731	0,0017
Strati	2	95.916	47.958	73.272	0,0001
Stagioni x Strati	6	32.203	53.672	82.001	<b>0,0001</b>
Residuo	81	53.016	0,65452		
Totale	92	198,45			

Confronto a coppie				
Stagioni negli Strati	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	
	Es=Au=In=Pr	Au>Es=In=Pr	Es=Au=In=Pr	
Strati nelle Stagioni	<b>Es</b>	<b>Au</b>	<b>In</b>	<b>Pr</b>
	C>B>A	C =B >A	C>B=A	C>A=B

**Tabella 3: PERANOVA eseguita sulle densità dei crostacei in GAST\_in**

Il confronto a coppie (Tab. 3; Fig. 2 ) ha messo in evidenza che queste differenze riguardano principalmente gli strati. Infatti lo strato C ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto agli altri strati nelle stagioni Es, In e Pr. Nella stagione Au gli strati C e B hanno mostrato densità significativamente maggiori rispetto allo strato A. Per quanto riguarda le stagioni all'interno dei tre strati, non sono risultate differenze ad eccezione dello strato B dove la stagione Au ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto alle stagioni Es, In e Pr (Tab. 3; Fig 2 ).



**Figura 2: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei Crostacei nelle quattro stagioni all'interno di GCAST\_in.**

La PERANOVA eseguita sulle densità dei pesci a GCAST ha mostrato un effetto significativo nell'interazione fra i fattori stagioni e strati (Tab. 4).

Sorgenti di variazione	Gradi di liberta	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Stagioni	3	22.082	0.73607	16.303	0.1917
Strati	2	39.078	19.539	43.276	0.0167
Stagioni x Strati	6	11.435	19.059	42.212	<b>0.001</b>
Residuo	81	36.571	0.4515		
Totale	92	53.16			

Confronto a coppie			
Stagioni negli Strati	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>
	Es=Au=In=Pr	Es=Au=In=Pr	Au>Es=In=Pr
Strati nelle Stagioni	<b>Es</b>	<b>Au</b>	<b>In</b>
	B>A=C	A=B=C	A>B=C

Tabella 4: PERANOVA eseguita sulle densità dei pesci a GCAST\_in

Il confronto a coppie delle stagioni all'interno degli strati ha messo in evidenza differenze solo nella strato C dove la stagione Au ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto alle altre stagioni (Tab. 4 Fig 3).

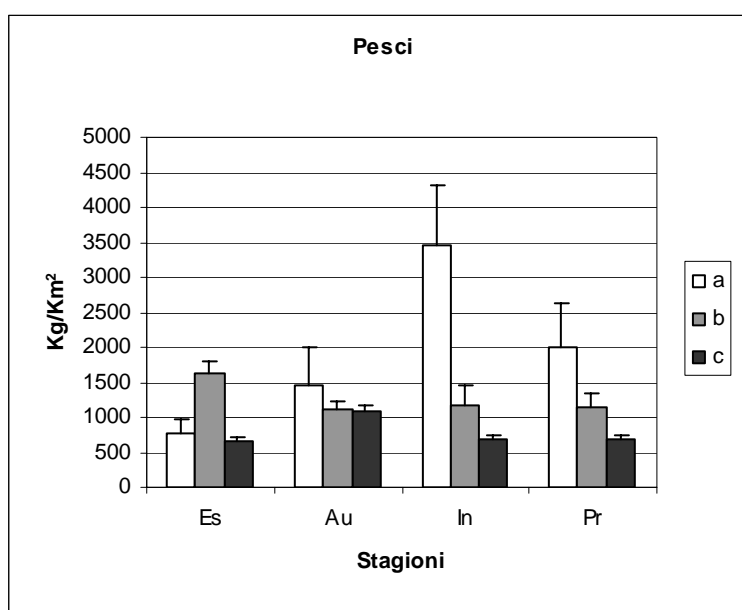


Figura 3: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei pesci nelle quattro stagioni all'interno di GCAST\_in.

Il confronto delle densità dei pesci fra gli strati all'interno delle stagioni, nella stagione Au non ha mostrato differenze significative. Nella stagione Es lo strato B ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto a C ed A mentre nella stagione In lo strato A ha mostrato densità maggiori rispetto a B e C. Infine nella stagione Pr gli strati A e B hanno mostrato densità significativamente maggiori rispetto a C (Tab. 4, Fig. 3).

La PERANOVA eseguita sulle densità del totale delle specie a GCAST non ha mostrato differenze significative nei due fattori strati e stagioni (Tab. 5).

Sorgenti di variazione	Gradi di liberta	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Stagioni	3	26.855	0.89518	18.518	0.1421
Strati	1	15.898	15.898	32.886	0.0745
Stagioni x Strati	3	20.312	0.67706	14.006	0.2495
Residuo	85	41.091	0.48342		
Totale	92	47.535			

Tabella 5: PERANOVA eseguita sulle densità totale delle specie a GASTin

## 2) Analisi Spillover

La tabella 6 mostra le densità medie delle quattro categorie di pescato nella località protetta di GCAST\_in, nella località non protetta adiacente GCAST\_out e nelle due località non protette distanti GSANT e GTERM.

Località	GCAST-In		GCAST_out		GSANT		GTERM	
	Media	Err.st	Media	Err.st	Media	Err.st	Media	Err.st
Cefalopodi	95,5	8,3	58,1	7,0	44,2	6,7	45,7	4,1
Crostacei	19,7	5,1	17,3	4,4	19,9	6,2	16,7	4,2
Pesci	994,4	60,5	262,9	26,6	95,6	8,7	83,6	5,3
Totale	1109,5	58,5	337,9	31,5	159,6	11,9	146,0	7,3

Tabella 6: densità (kg/km<sup>2</sup>) media ed errore standard delle quattro categorie di pescato nelle quattro località.

I cefalopodi hanno mostrato una densità maggiore a GCAST\_in (95,5 kg/km<sup>2</sup>) rispetto a GCAST\_out (58,1 kg/km<sup>2</sup>) mentre a GSANT e GTERM si sono registrate densità minori (rispettivamente 44,2 e 45,7 kg/km<sup>2</sup>). I crostacei hanno mostrato densità paragonabili nelle quattro località con valori massimi a GSANT (19,9 kg/km<sup>2</sup>) e minimi a GCAST\_out (17,3 kg/km<sup>2</sup>). La distribuzione delle densità medie di pesci nella quattro località ha mostrato valori massimi nella zona protetta di GCAST\_in (994,4 kg/km<sup>2</sup>) valori intermedi a GCAST\_out (262,9 kg/km<sup>2</sup>) e valori minimi nelle

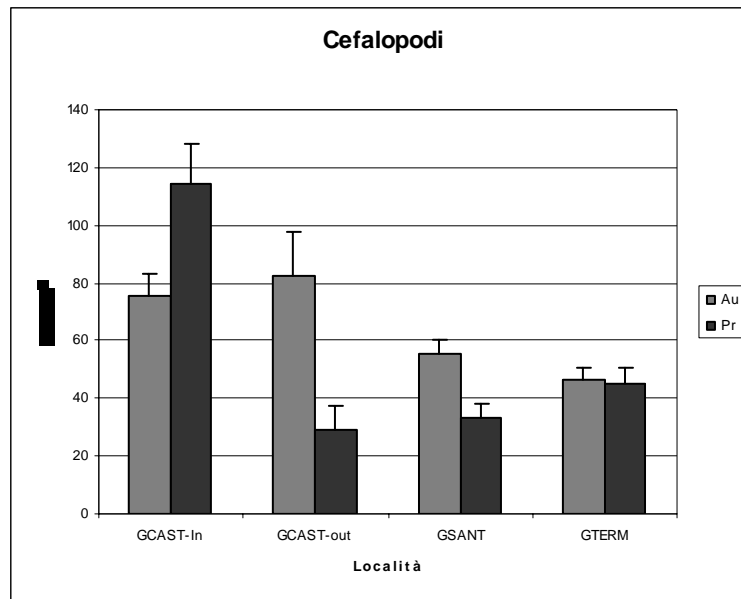
località non protette di GSANT e GTERM (rispettivamente 95,6 e 83,6 kg/km<sup>2</sup>). Il totale delle specie ha mostrato una tendenza simile a quella dei pesci con valori massimi a GCAST\_in (1109 kg/km<sup>2</sup>), valori intermedi a GCAST\_out (337,9 kg/km<sup>2</sup>) e valori minimi a GSANT e GTERM (rispettivamente 159,6 e 146,0 kg/km<sup>2</sup>).

La tabella 7 mostra la PERANOVA eseguita sui cefalopodi nelle quattro località. L'analisi ha mostrato differenze significative nell'interazione fra le località e le stagioni.

Sorgenti di variazione	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
<b>Stagioni</b>	1	3.463	3.463	11.238	0.0013
<b>Località</b>	3	17.949	59.831	19.417	0.0001
<b>Strati</b>	1	22.037	22.037	71.516	0.0094
<b>Stagioni x Località</b>	3	70.253	23.418	75.996	<b>0.0002</b>
<b>Stagioni x Strati</b>	1	12,78	12,78	41,48	0.9501
<b>Località x Strati</b>	3	2.445	0.815	26.449	0.0514
<b>Stagioni x Località x Strati</b>	3	23.959	0.79862	25.917	0.0578
<b>Residuo</b>	128	39.442	0.30814		
<b>Totale</b>	143	75.16			
<b>Confronto a coppie</b>					
<b>Località nelle stagioni</b>	Au		Pr		
	GCAST_in = GCAST_out = GSANT = GTERM		GCAST_in > GCAST_out = GSANT = GTERM		
<b>Stagioni nelle località</b>	GCAST_in	GCAST_out	GSANT	GTERM	
	Au < Pr	Au > Pr	Au > Pr	Au = Pr	

**Tabella 7: PERANOVA eseguita sulle densità dei cefalopodi nelle quattro località.**

Il confronto a coppie (Tab. 7; Fig. 4) non ha mostrato differenze significative fra le località nella stagione Au, mentre nella stagione Pr la località GCAST\_in ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto alle altre località. Per quanto riguarda la variazione stagionale delle densità dei cefalopodi all'interno delle località (Tab. 7, Fig. 4) le densità sono risultate significativamente maggiori in Pr per GCAST\_in e in Au per GCAST\_out e GSANT; nessuna differenza inter-stagionale è stata rilevata per GTERM.



**Figura 4: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei cefalopodi nelle quattro località**

La PERANOVA eseguita sulle densità dei crostacei nelle quattro località ha mostrato differenze significative nell'interazione fra località e strati e nell'interazione fra Stagioni e strati (Tab. 8). Il confronto a coppie, nell'interazione fra località e strati, non ha mostrato differenze fra le località all'interno degli strati mentre all'interno delle località, lo strato C ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto allo strato B in tutte le località ad eccezione di GCAST\_out (Tab. 8; Fig 5 ). Nel confronto a coppie fra strati e stagioni, nella stagione Pr lo strato C ha mostrato densità maggiori rispetto allo strato B. Sempre in questo strato la stagione Au ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto alla stagione Pr (Tab. 8; Fig 6 ).

Sorgenti di variazione	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Stagioni	1	19,463	19,463	23,1	0,001
Località	3	1,1432	0,38107	0,4	0,727
Strati	1	27,235	27,235	32,4	0,001
Stagioni x Località	3	6,6415	2,2138	2,6	0,046
Stagioni x Strati	1	13,174	13,174	15,6	<b>0,001</b>
Località x Strati	3	10,136	3,3787	4,02	<b>0,009</b>
Stagioni x Località x Strati	3	5,7404	1,9135	2,3	0,093
Residuo	128	107,42	0,83919		
Totale	143	236,03			

Confronto a coppie				
	B		C	
Località negli strati	GCAST_in = GCAST_out = GSANT =GTERM    GCAST_in=GCAST_out = GSANT =GTERM			
Strati nelle località	GCAST_in C>B	GCAST_out B=C	GSANT C>B	GTERM C>B
Strati nelle stagioni	Au B=C	Pr C>B		
Stagioni negli strati	B Au>Pr	C Au=Pr		

Tabella 8: PERANOVA eseguita sulle densità dei crostacei nelle quattro località.

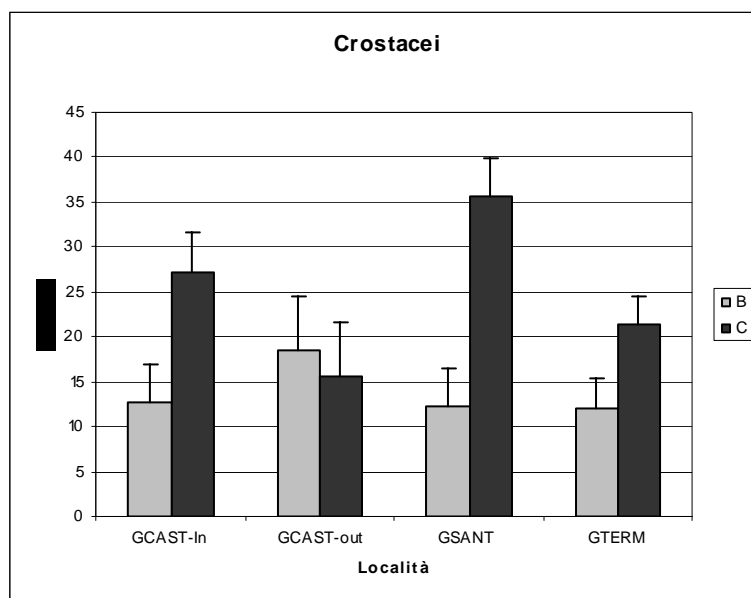


Figura 5: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei crostacei nelle quattro località

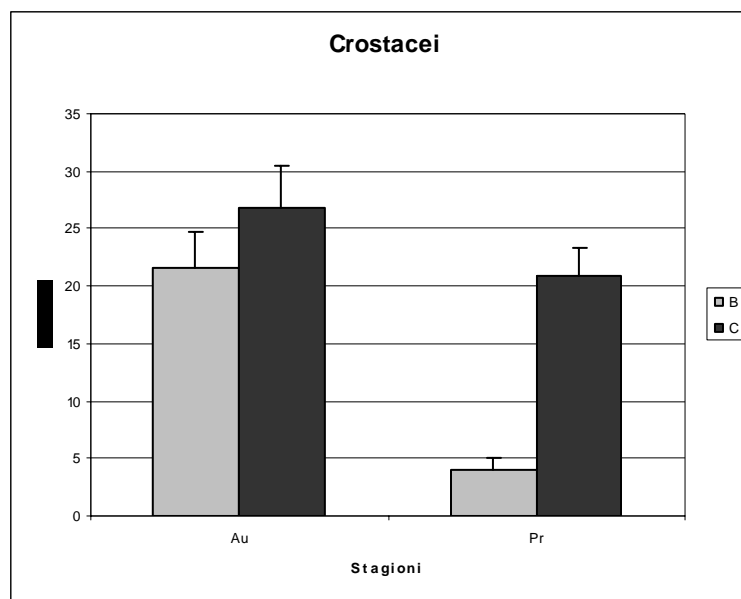


Figura 6: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei crostacei nei due strati e nelle due stagioni.

La tabella 9, che mostra la PERANOVA eseguita sulle densità dei pesci nelle quattro località, non ha mostrato un effetto significativo nell'interazione fra i tre fattori località, stagioni e strati. Ogni fattore, preso singolarmente ha mostrato differenze significative.

Sorgenti di variazione	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
<b>Stagioni</b>	1	4,510	4,510	24,391	<b>0,001</b>
<b>Località</b>	3	150,250	50,084	270,870	<b>0,001</b>
<b>Strati</b>	1	2,622	2,622	14,180	<b>0,002</b>
<b>Stagioni x Località</b>	3	0,911	0,304	1,643	0,174
<b>Stagioni x Strati</b>	1	0,044	0,044	0,236	0,626
<b>Località x Strati</b>	3	0,757	0,252	1,365	0,260
<b>Stagioni x Località x Strati</b>	3	0,729	0,243	1,314	0,244
<b>Residuo</b>	128	23,667	0,1849		
<b>Totale</b>	143	182,3			
<b>Confronto a coppie</b>					
<b>Località</b>	GCAST_in > GCAST_out > GSANT =GTERM				
<b>Stagioni</b>	Au>Pr				
<b>Strati</b>	B>C				

Tabella 9: PERANOVA eseguita sulle densità dei pesci nelle quattro località.

Nel confronto a coppie eseguito fra le località è stato evidenziato un gradiente di densità dove la località di GCAST\_in ha mostrato valori significativamente maggiori rispetto a GCAST\_out che è ha mostrato a sua volta densità



significativamente maggiori rispetto alle località di GSANT e GTERM (Tab. 9; Fig. 7).

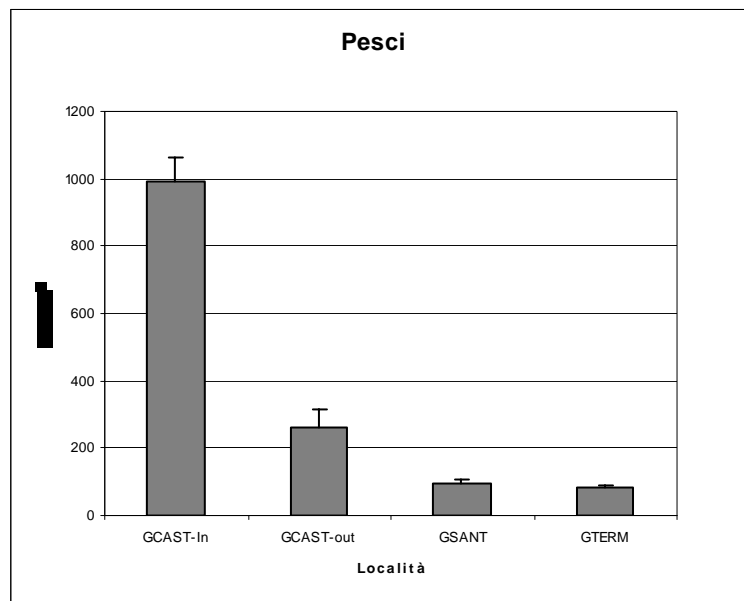


Figura 7: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei pesci nelle quattro località

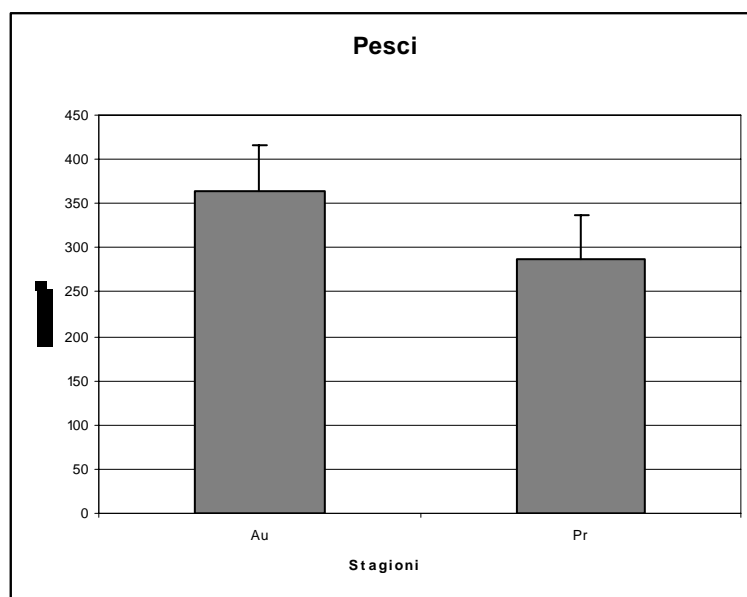


Figura 8: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei pesci nelle due stagioni Au e Pr

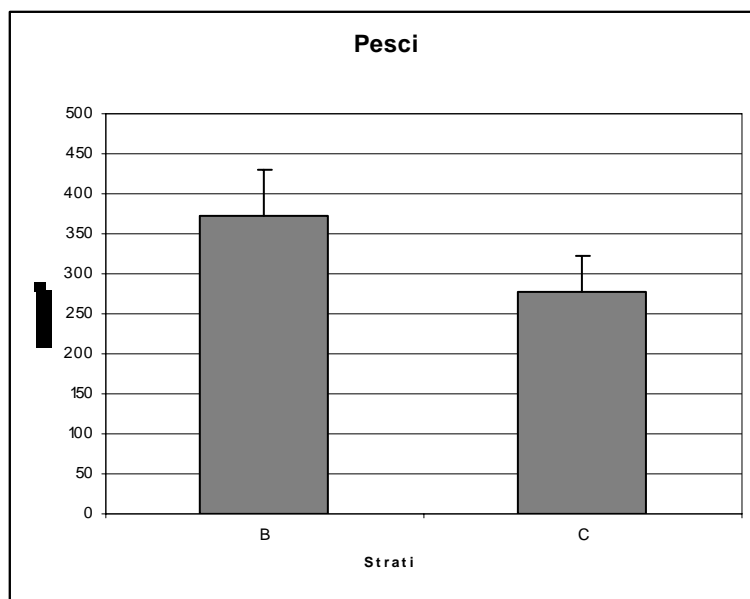


Figure 9: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei pesci nei due strati B e C.

Il confronto a coppie eseguito rispettivamente fra le stagioni e gli strati ha mostrato densità significativamente maggiori nella stagione Au rispetto alla stagione Pr e nello strato B rispetto allo strato C (Tab 9; Figure 8 e 9).

La PERANOVA eseguita sul totale delle specie pescate ha mostrato differenze significative nell'interazione fra i fattori località e stagioni.

Sorgenti di variazione	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
<b>Stagioni</b>	1	52141,0	52141,0	38235,0	0.0001
<b>Località</b>	3	102,47	34156,0	250,47	0.0001
<b>Strati</b>	1	15511,0	15511,0	11375,0	0.0012
<b>Stagioni x Località</b>	3	16972,0	0.56572	41485,0	<b>0.0085</b>
<b>Stagioni x Strati</b>	1	184,2	184,2	0.1351	0.7113
<b>Località x Strati</b>	3	0.2852	950,7	0.69714	0.5605
<b>Stagioni x Località x Strati</b>	3	0.55777	0.18592	13634,0	0.2542
<b>Residuo</b>	128	17.455	0.13637		
<b>Totale</b>	143	128.2			
<b>Confronto a coppie</b>					
<b>Località nelle stagioni</b>	Au		Pr		
	GCAST_in > GCAST_out > GSANT = GTERM		GCAST_in > GCAST_out = GSANT = GTERM		
<b>Stagioni nelle località</b>	GCAST_in	GCAST_out	GSANT	GTERM	
	Au=Pr	Au>Pr	Au>Pr	Au=Pr	

Tabella 10: PERANOVA eseguita sulle densità del totale delle specie pescate nelle quattro località.

Il confronto a coppie nella stagione Au ha mostrato anche in questo caso un gradiente di densità con valori significativamente maggiori a GCAST-In rispetto a GCAST\_out che ha mostrato valori significativamente maggiori alle località di GSANT e GTERM. Nella stagione Pr la località GCAST\_in ha mostrato densità significativamente maggiori alle tre località di GCAST\_out, GTERM e GSANT (Tab. 10; Fig. 10). Per quanto riguarda le densità stagionali all'interno delle località, a GCAST\_out e GSANT la stagione Au ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto alla stagione Pr (Tab. 10 ; Fig. 10).

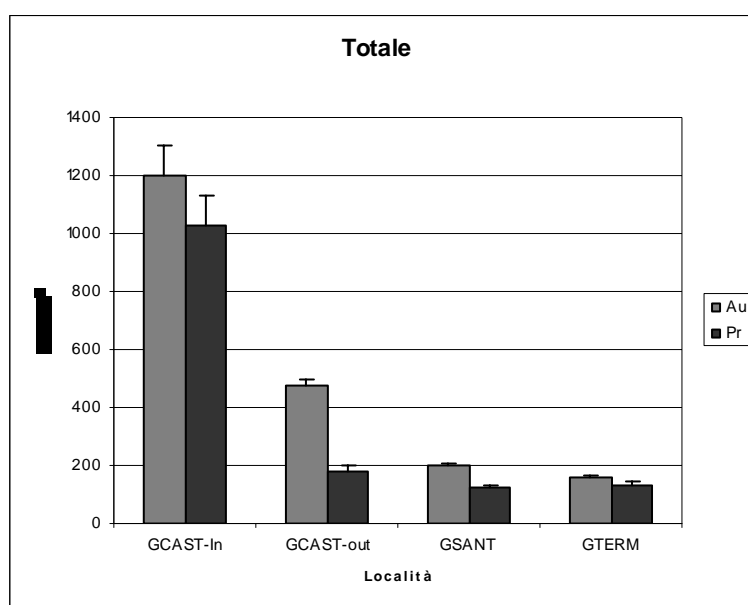


Figura 10: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) del totale delle specie nelle quattro località.

### 3) Analisi Protetto vs. Non Protetto

La Tab. 11 mostra le densità medie della quattro categorie di pescato nella località protetta di GCAST\_in e nelle località non protette di GSANT e GTERM.

	GCAST_in		GSANT		GTERM	
	Media	Err. st	Media	Err. st	Media	Err. st
<b>Cefalopodi</b>	92,2	8,5	41,2	7,2	41,1	3,3
<b>Crostacei</b>	15,0	2,6	16,0	2,2	13,6	7,0
<b>Pesci</b>	1181,2	122,8	104,0	103,7	84,3	5,5
<b>Totale</b>	1288,4	124,5	161,2	107,1	139,1	7,0

Tabella 11: densità media (kg/km<sup>2</sup>) ed errore standard delle quattro categorie di pescato nella località protetta (GCAST\_in) e nelle località non protette (GSANT,GTERM).

I cefalopodi hanno mostrato densità medie maggiori a GCAST\_in ( 92,2 kg/km<sup>2</sup>) rispetto a GSANT e GTERM (rispettivamente 41,1 e 41,2 kg/km<sup>2</sup>). La densità media dei crostacei hanno mostrato valori paragonabili nelle tre località sebbene GSANT abbia mostrato valori leggermente più alti ( 16 kg/km<sup>2</sup>). I valori di densità media dei pesci sono risultati più alti nelle località di GCAST\_in ( 1181,2 kg/km<sup>2</sup>) mentre a GSANT e GTERM si sono registrate densità medie più basse (rispettivamente 104 e 84,3 kg/km<sup>2</sup>). Le densità medie del totale del pescato hanno una tendenza simile a quelle dei pesci con valori maggiori nelle località di GCAST\_in ( 1288,4 kg/km<sup>2</sup>) e valori minori a GSANT e GTERM (rispettivamente 161,2 e 139,1 kg/km<sup>2</sup>).

La tabella 12 mostra la PERANOVA eseguita sulle densità dei cefalopodi nelle tre località. Dall'analisi risultano effetti significativi nell'interazione fra i fattori località e stagioni e i fattori strati e stagioni. Nel confronto a coppie la località di GCAST\_in ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto alle due località non protette, nelle due stagioni Au e Pr (Tab. 12; Fig. 11). In GCAST\_in la densità è risultata maggiore in Pr, mentre nelle due località non protette le stagioni non hanno mostrato alcuna differenza. Per quanto riguarda il confronto a coppie nell'interazione fra strati e stagioni, nella stagione Au, i cefalopodi hanno mostrato densità significativamente maggiori negli strati B e C rispetto allo strato A mentre nella stagione Pr, lo strato B ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto agli strati A e C (Tab. 12; Fig. 12). Nessuna differenza esiste invece tra le stagioni nei singoli strati.

Sorgenti	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Stagioni	1	0,68818	0,68818	1,3675	0,255
Località	2	25,44	12,72	25,275	0,001
Strati	2	18,676	9,338	18,555	0,001
Stagioni x Località	2	5,6197	2,8099	5,5834	<b>0,008</b>
Stagioni x Strati	2	4,3111	2,1555	4,2832	<b>0,018</b>
Località x Strati	4	3,0018	0,75045	1,4912	0,214
Stagioni x Località x Strati	4	2,9256	0,7314	1,4533	0,226
Residuo	149	74,984	0,50325		
Totale	166	134,9			

Confronto a coppie			
Località nelle stagioni	Au		Pr
	GCAST_in > GSANT = GTERM		GCAST_in > GSANT = GTERM
Stagioni nelle località	GCAST_in	GSANT	GTERM
	Pr > Au	Au = Pr	Au = Pr
Stagioni negli strati	A	B	C
	Au = Pr	Au = Pr	Au = Pr
Strati nelle stagioni	Au	Pr	
	B = C > A	B > A = C	

Tabella 12: PERANOVA eseguita sulle densità dei cefalopodi nella località protetta (GCAST\_in) e nelle località non protette (GSANT, GTERM).

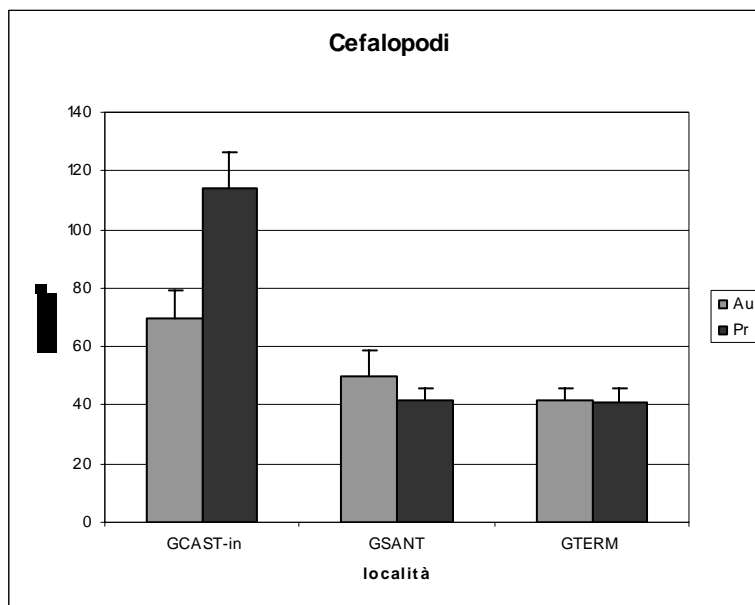
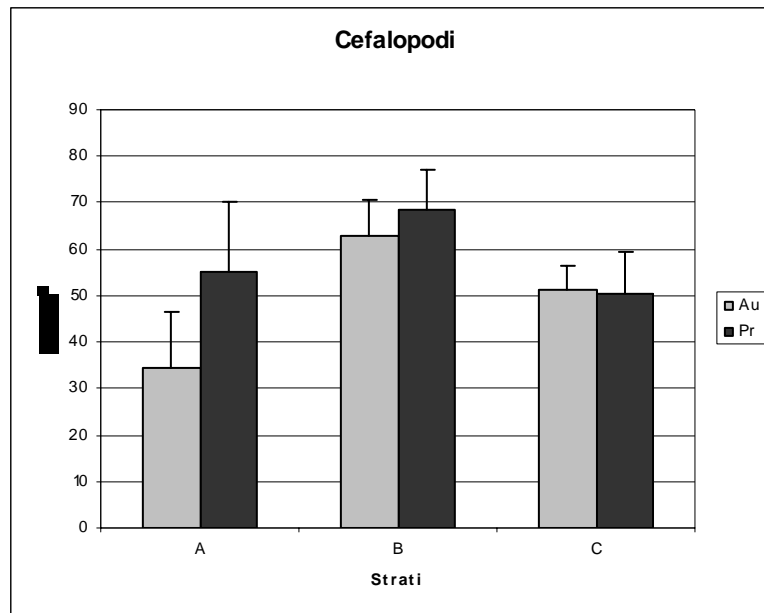


Fig 11: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei cefalopodi nella località protetta (GCAST\_in) e nelle località non protette (GSANT, GTERM).



**Figura 12: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei cefalopodi nei tre strati A, B, C e nelle due stagioni Au e Pr.**

La PERANOVA eseguita sulle densità dei crostacei nelle tre località ha mostrato differenze significative nell'interazione fra stagione e località. Inoltre sono risultate differenze significative nell'interazione fra le stagioni e gli strati (Tab. 13). Nel confronto a coppie, la densità dei crostacei nella stagione Pr ha mostrato valori significativamente più alti a GTERM rispetto a GCAST\_in e GSANT mentre nella stagione Au non sono state trovate differenze significative fra le località (Tab. 13; Fig.13). Le densità autunnali sono state maggiori di quelle primaverili in GCAST\_in e GSANT, senza differenza in GTERM. Il confronto a coppie fra i fattori strati e stagioni, ha messo in evidenza una elevata variabilità. Infatti nella strato A la stagione Pr ha mostrato densità maggiori rispetto ad Au mentre nello strato B la stagione Au ha mostrato densità maggiori rispetto alla stagione Pr. Nello strato C non sono state registrate differenze fra le stagioni (Tab. 13; Fig.14). Per quanto riguarda il comportamento delle densità di crostacei negli strati all'interno delle stagioni, in autunno gli strati B e C hanno mostrato densità maggiori rispetto allo strato A ed in primavera lo strato C ha mostrato densità maggiore rispetto agli strati A e C (Tab. 13; Fig.14).

Sorgenti	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Stagioni	1	8,3624	8,3624	11,064	0,003
Località	2	1,2452	0,62261	0,82376	0,398
Strati	2	174,82	87,409	115,65	0,001
Stagioni x Località	2	5,0687	2,5343	3,3531	<b>0,036</b>
Stagioni x Strati	2	40,077	20,038	26,512	<b>0,001</b>
Località x Strati	4	3,6127	0,90317	1,1949	0,33
Stagioni x Località x Strati	4	6,0571	1,5143	2,0035	0,091
Residuo	149	112,62	0,75582		
Totale	166	359,07			

Confronto a coppie			
Località nelle stagioni	Au		Pr
	GCAST_in = GSANT = GTERM		GTERM > GCAST_in = GSANT
Stagioni nelle località	GCAST_in	GSANT	GTERM
	Au > Pr	Au > Pr	Au = Pr
Stagioni negli strati	A	B	C
	Pr > Au	Au > Pr	Au = Pr
Strati nelle stagioni	Au	Pr	
	B=C > A	C > A=B	

Tabella 13: PERANOVA eseguita sulle densità dei crostacei nella località protetta (GCAST\_in) e nelle località non protette (GSANT, GTERM).

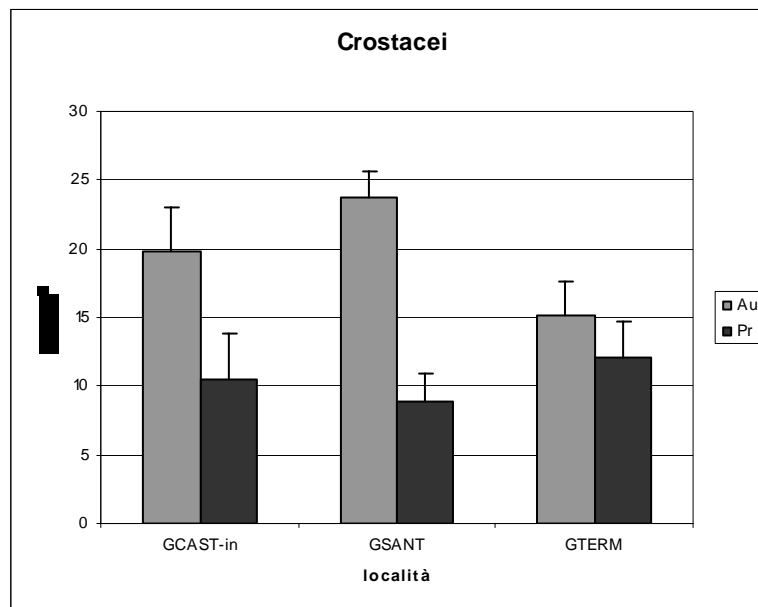
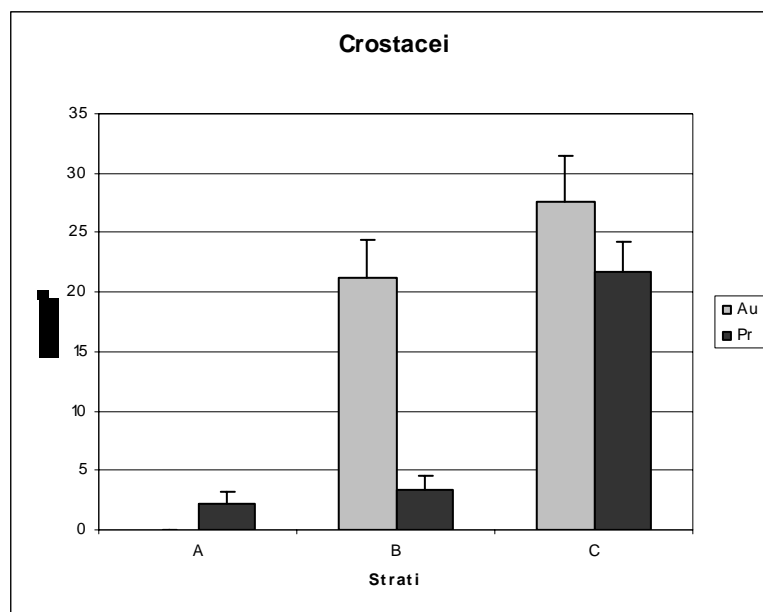


Figura 13: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei crostacei nella località protetta (GCAST\_in) e nelle località non protette (GSANT, GTERM).



**Figura 14: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei crostacei nei tre strati A, B, C e nelle due stagioni Au e Pr.**

La tabella 14 mostra la PERANOVA eseguita sulle densità medie dei pesci nelle tre località. Dall'analisi risultano effetti significativi nel fattore località e nell'interazione fra i fattori stagioni e strati. Nel confronto a coppie la località protetta di GCAST\_in ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto alla due località non protette di GSANT e GTERM (Tab. 14; Fig. 15). Nel confronto a coppie fra strati e stagioni, la densità dei pesci nello strato A ha mostrato valori maggiori nella stagione Pr rispetto alla stagione Au. Nello strato C i valori di densità sono risultati maggiori nella stagione Au rispetto a Pr mentre nello strato B non sono state trovate differenze fra le stagioni (Tab. 14; Fig.16). Per quanto riguarda invece le densità dei tre strati all'interno delle stagioni, nella stagione Pr lo strato A ha mostrato densità maggiori allo strato B che a sua volta ha mostrato densità maggiori rispetto allo strato C. Nella stagione Au non sono state riscontrate differenze fra gli strati (Tab. 14; Fig.16).



Sorgenti	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Stagioni	1	0,085	0,085	0,273	0,618
Località	2	196,050	98,026	315,300	<b>0,001</b>
Strati	2	1,755	0,878	2,823	0,063
Stagioni x Località	2	0,120	0,060	0,193	0,829
Stagioni x Strati	2	7,134	3,567	11,473	<b>0,001</b>
Località x Strati	4	0,707	0,177	0,568	0,689
Stagioni x Località x Strati	4	0,279	0,070	0,225	0,923
Residuo	149	46,324	0,311		
Totale	166	260,280			

**Confronto a coppie**

<b>Località</b>	GCAST_in > GSANT = GTERM		
<b>Stagioni negli strati</b>	A	B	C
	Pr > Au	Au = Pr	Au > Pr
<b>Strati nelle stagioni</b>	Au	Pr	
	A = B = C	A > B > C	

Tabella 14: PERANOVA eseguita sulle densità dei pesci nella località protetta (GCAST\_in) e nelle località non protette (GSANT, GTERM).

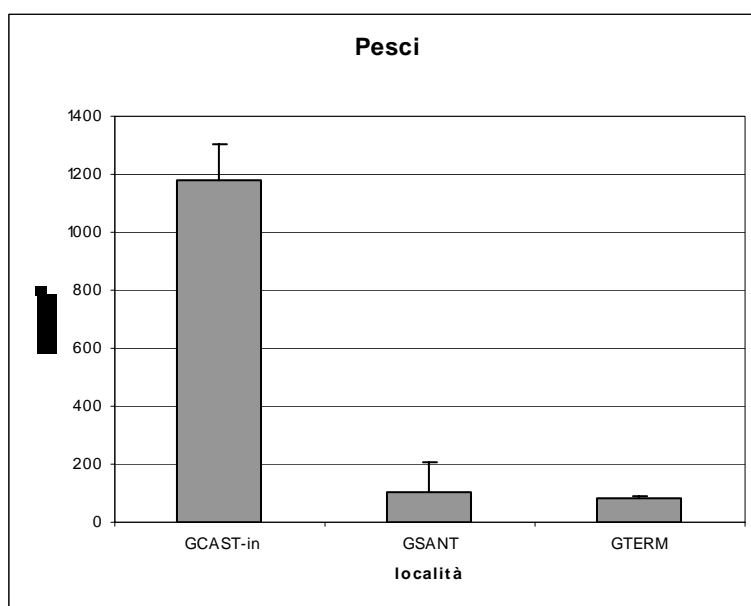
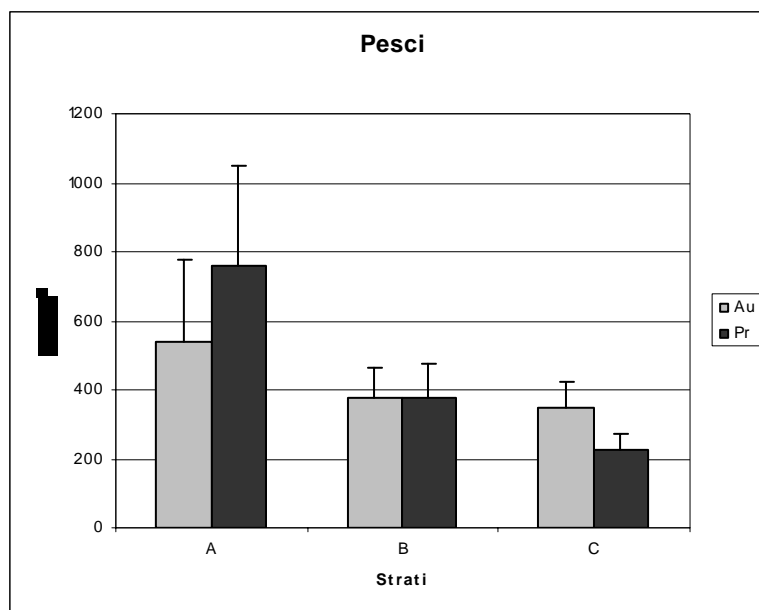


Figura 15: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei pesci nella località protetta (GCAST\_in) e nelle località non protette (GSANT, GTERM).



**Figura 16: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei pesci nei tre strati A, B, C e nelle due stagioni Au e Pr.**

La PERANOVA eseguita sulle densità medie del totale del pescato nelle tre località mostra risultati analoghi a quanto riportato per i pesci. Infatti anche in questo caso risultano effetti significativi nel fattore località e nell'interazione fra i fattori stagioni e strati (Tab. 15). Nel confronto a coppie, la località protetta di GCAST\_in ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto alla due località non protette di GSANT e GTERM (Tab. 15; Fig.17). Nel confronto a coppie fra strati e stagioni, la densità del totale del pescato nello strato A ha mostrato valori maggiori nella stagione Pr rispetto alla stagione Au. Nello strato C i valori di densità sono risultati maggiori nella stagione Au rispetto a Pr mentre nello strato B non sono state trovate differenze fra le stagioni (Tab. 15; Fig.18). Per quanto riguarda invece le densità dei tre strati all'interno delle stagioni, nella stagione Pr gli strati A e B hanno mostrato densità maggiori allo strato C. Nella stagione Au lo strato A ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto agli strati B e C (Tab. 15; Fig.18)

Sorgenti	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Stagioni	1	0,05	0,05	0,19	0,645
Località	2	145,37	72,69	265,83	<b>0,001</b>
Strati	2	2,03	1,02	3,72	0,029
Stagioni x Località	2	0,39	0,19	0,71	0,504
Stagioni x Strati	2	7,06	3,53	12,91	<b>0,001</b>
Località x Strati	4	1,11	0,28	1,01	0,383
Stagioni x Località x Strati	2	0,07	0,04	0,17	0,839
Residuo	149	40,74	0,27		
Totale	166	198,35			

Confronto a coppie			
Località	GCAST_in > GSANT = GTERM		
Stagioni negli strati	A Pr > Au	B Au = Pr	C Au > Pr
Strati nelle stagioni	Au A > B = C	Pr A = B > C	

Tabella 15: PERANOVA eseguita sulle densità del totale del pescato nella località protetta (GCAST\_in) e nelle località non protette (GSANT, GTERM).

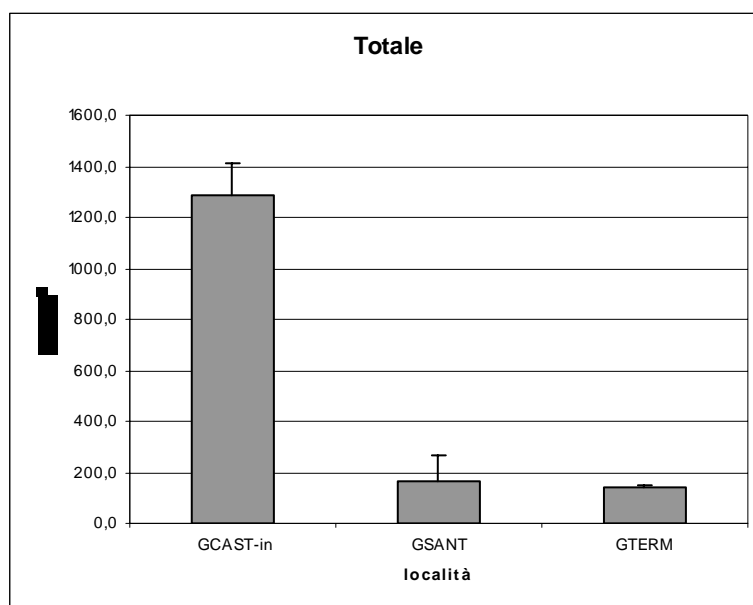
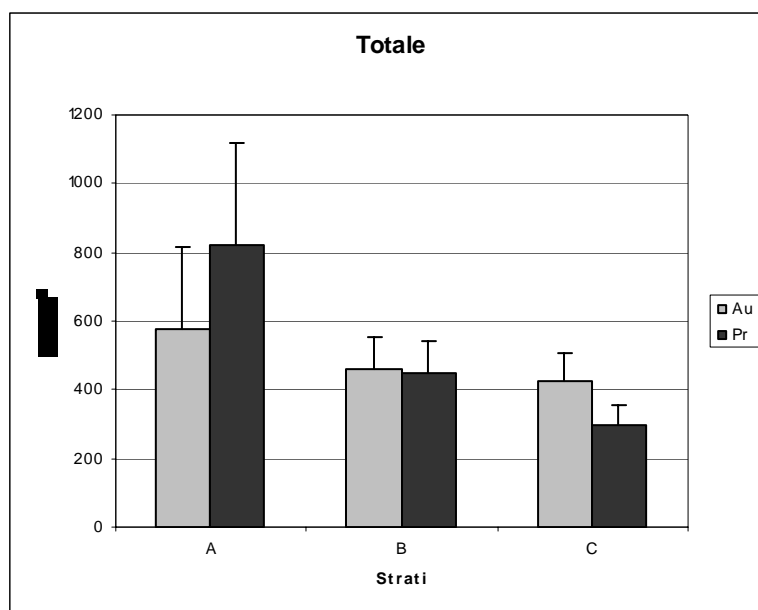


Figura 17: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) del totale del pescato nella località protetta (GCAST\_in) e nelle località non protette (GSANT, GTERM).



**Figura 18: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) del totale del pescato nei tre strati A, B, C e nelle due stagioni Au e Pr.**

#### **4) Analisi In vs. Out**

La tabella 16 mostra le densità medie delle quattro categorie di pescato nelle due location GCAST\_in e GCAST\_out all'interno del Golfo di Castellammare. I cefalopodi i pesci ed il totale del pescato hanno mostrato densità medie nettamente più elevate a GCAST\_in rispetto a GCAST\_out. Le densità dei crostacei sono risultate paragonabili nelle due località sebbene abbiano valori leggermente maggiori a GCAST\_in.

	GCAST_in		GCAST_out	
	<i>Media</i>	<i>Err.st</i>	<i>Media</i>	<i>Err.st</i>
<b>Cefalopodi</b>	94,8	7,0	53,7	8,7
<b>Crostacei</b>	16,3	2,1	13,9	2,9
<b>Pesci</b>	1026,0	64,1	256,5	31,0
<b>Totale</b>	1137,0	63,5	324,1	35,2

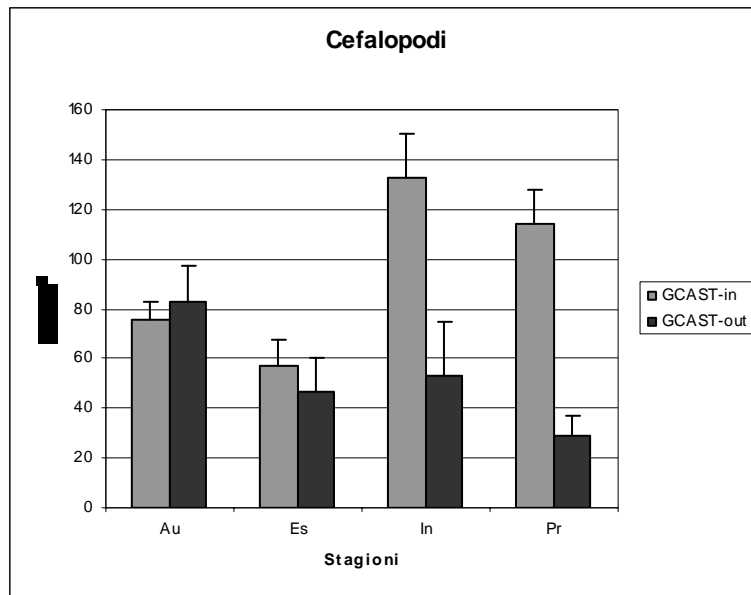
**Tabella 16: densità media (kg/km<sup>2</sup>) ed errore standard delle quattro categorie di pescato nelle due location del Golfo di Castellammare**

La tabella 17 mostra la PERANOVA eseguita sulle densità dei cefalopodi nelle due località. L'analisi ha mostrato differenze significative nell'interazione fra stagioni e strati.

Sorgente	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Stagione	3	5,1377	1,7126	2,2131	0,089
Località	1	17,848	17,848	23,064	0,001
Strato	1	0,17619	0,17619	0,22769	0,631
Stagione x Località	3	10,535	3,5117	4,5382	<b>0,008</b>
Stagione x Strato	3	0,83684	0,27895	0,36048	0,789
Località x Strato	1	0,17039	0,17039	0,2202	0,653
Stagione x Località x Strato	3	2,4741	0,8247	1,0657	0,384
Residuo	80	61,906	0,77382		
Totale	95	99,546			
<b>Confronto a Coppie</b>					
<b>Stagioni nelle località</b>	GCAST_in      GCAST_out				
	Pr = In > Au = Es      Au=Es=In=Pr				
<b>Località nelle stagioni</b>	Au	Es	In	Pr	
	GCAST_in=GCAST_out	GCAST_in=GCAST_out	GCAST_in > GCAST_out	GCAST_in > GCAST_out	

**Tabella 17: PERANOVA eseguita sulle densità dei cefalopodi nella località protetta di GCAST\_in e nella località non protetta di GCAST\_out**

Il confronto a coppie ha mostrato densità significativamente maggiori nelle stagioni Pr e In rispetto alle stagioni Au e Es nella località di GCAST\_in mentre non sono state trovate differenze significative fra le stagioni a GCAST out (Tab.17; Fig.19). Nelle stagioni In e Pr la località GCAST\_in ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto a GCAST\_out mentre non sono trovate differenze fra le località nelle stagioni Au e Es (Tab.17; Fig. 19).

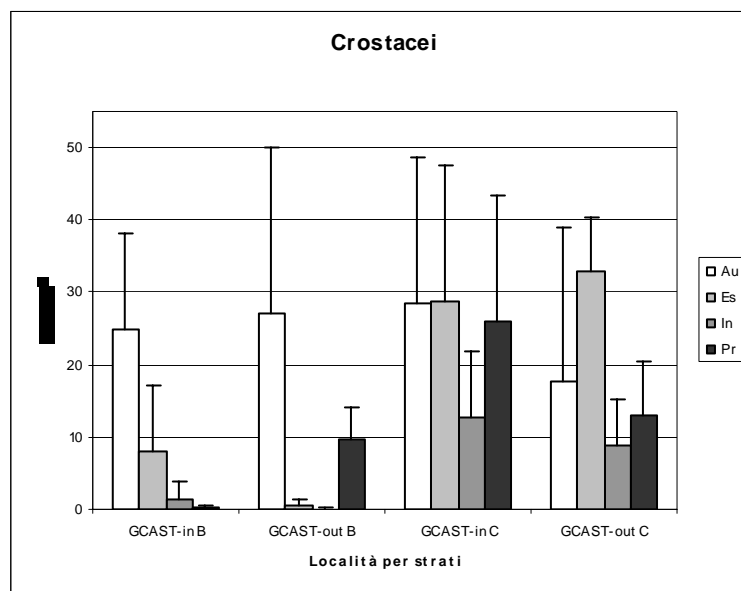


**Figura 19: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei cefalopodi nelle due località di GCAST\_in e GCAST\_out**

La PERANOVA eseguita sulle densità dei crostacei ha mostrato un effetto significativo nell'interazione fra i tre fattori stagioni, località e strati (Tab. 18). Il confronto a coppie ha mostrato nello strato B della località GCAST\_in densità maggiori nella stagione Au rispetto alle altre tre stagioni. Le densità dei crostacei negli altri strati delle due località non hanno mostrato differenze significative (Tab. 18; Fig.20). Nelle stagioni Es, In e Pr nella località di GCAST-In lo strato C ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto allo strato B mentre nelle stagioni Es e In nella località GCAST\_out lo strato C ha mostrato valori maggiori rispetto allo strato B (Tab. 18; Fig.21) Per quanto riguarda il comportamento delle località all'interno dell'interazione fra strati e stagioni, nello strato C della stagione Pr GCAST\_out ha mostrato densità significativamente maggiore rispetto a GCAST\_in (Tab. 18; Fig. 21) .

Sorgente	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Stagione	3	28.65	95.501	14.798	0.0001
Località	1	0.20179	0.20179	0.31268	0.5723
Strato	1	38.254	38.254	59.276	0.0001
Stagione x Località	3	53.031	17.677	27.391	0.0518
Stagione x Strato	3	19.182	63.939	99.075	0.0001
Località x Strato	1	0.68333	0.68333	10.588	0.2986
Stagione x Località x Strato	3	10.81	36.033	55.834	<b>0.0017</b>
Residuo	80	51.629	0.64536		
Totale	95	179.19			
<b>Stagione (Località x Strati)</b>					
		GCAST_in	GCAST_out		
B		Au > Es =Pr =In	Au=Es=In=Pr		
C		Au=Es=In=Pr	Au=Es=In=Pr		
<b>Strati (Località x Stagione)</b>					
		Au	Es	In	Pr
GCAST_in		B=C	C > B	C > B	C > B
GCAST_out		B = C	C > B	C > B	B = C
<b>Località (Strati x Stagione)</b>					
		Au	Es	In	Pr
B		GCAST_in=GCAST_out	GCAST_in=GCAST_out	GCAST_in=GCAST_out	GCAST_out>GCAST_in
C		GCAST_in=GCAST_out	GCAST_in=GCAST_out	GCAST_in=GCAST_out	GCAST_in=GCAST_out

**Tabella 18: PERANOVA eseguita sulle densità dei crostacei nella località protetta di GCAST\_in e nella località non protetta di GCAST\_out**



**Figura 20: Istogrammi delle densità (kg/km²) dei crostacei nelle due località di GCAST\_in e GCAST\_out nei tre strati e nelle quattro stagioni**

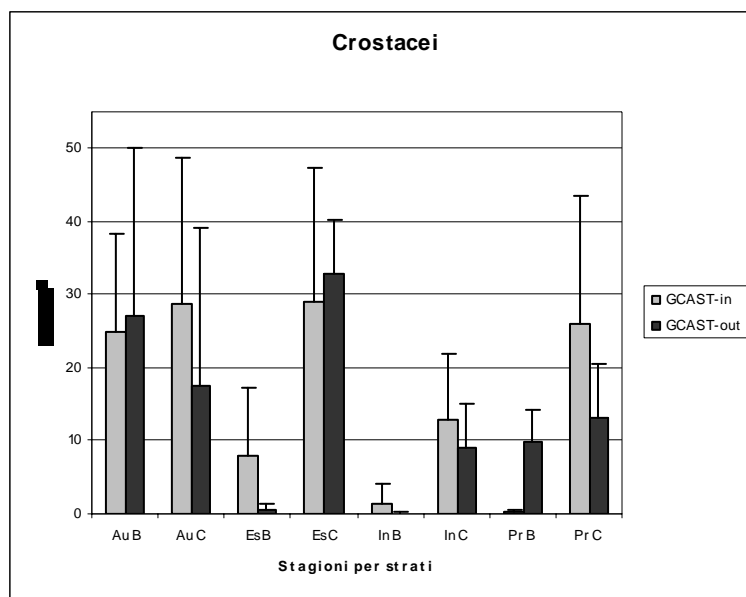


Figura 21: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei crostacei nelle due località di GCAST\_in e GCAST\_out nei tre strati e nelle quattro stagioni

La tabella 19 , che mostra la PERANOVA eseguita sulle densità dei pesci ha mostrato differenze significative nell'interazione fra stagioni e località.

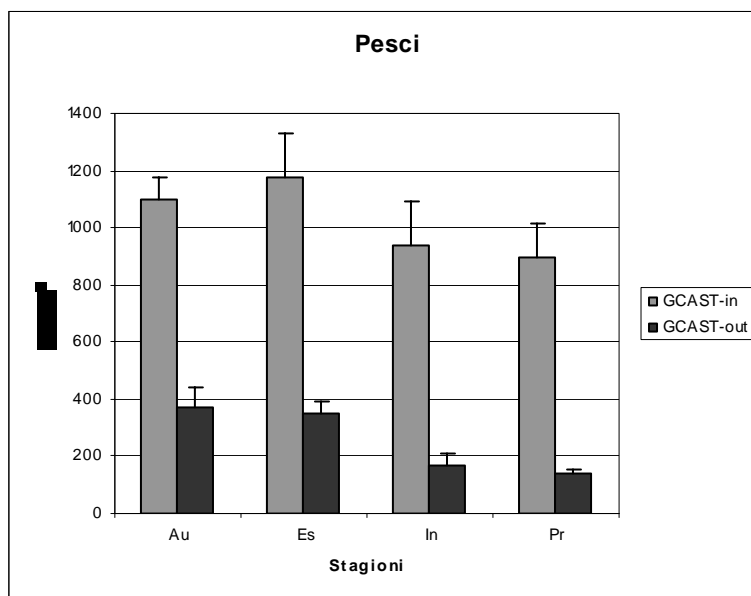
Sorgente	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Stagione	3	62717,00	20906,00	83519,00	0.0001
Località	1	42884,00	42884,00	171,33	0.0001
Strato	1	3679,00	3679,00	14698,00	0.0007
Stagione x Località	3	23095,00	0.76984	30756,00	<b>0.0308</b>
Stagione x Strato	3	68,36	227,87	910,35	0.9635
Località x Strato	1	6,50	6,50	25,98	0.9574
Stagione x Località x Strato	3	13521,00	0.45069	18005,00	0.151
Residuo	80	20025,00	0.25031		
Totale	95	77985,00			
<b>Confronto a coppie</b>					
Stagioni nelle località	GCAST_in	GCAST_out			
	Au=Es=In=Pr	Au=Es=In=Pr			
Località nelle stagioni	Au	Es	In	Pr	
	GCAST_in>GCAST_out	GCAST_in>GCAST_out	GCAST_in>GCAST_out	GCAST_in>GCAST_out	

Tabella 19: PERANOVA eseguita sulle densità dei pesci nella località protetta di GCAST\_in e nella località non protetta di GCAST\_out

Il confronto a coppie non ha mostrato differenze significative delle quattro stagioni all'interno delle due località GCAST\_in e GCAST\_out mentre la località



GCAST\_in ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto a GCAST\_out in tutte le stagioni B (Tab. 19; Fig. 22).

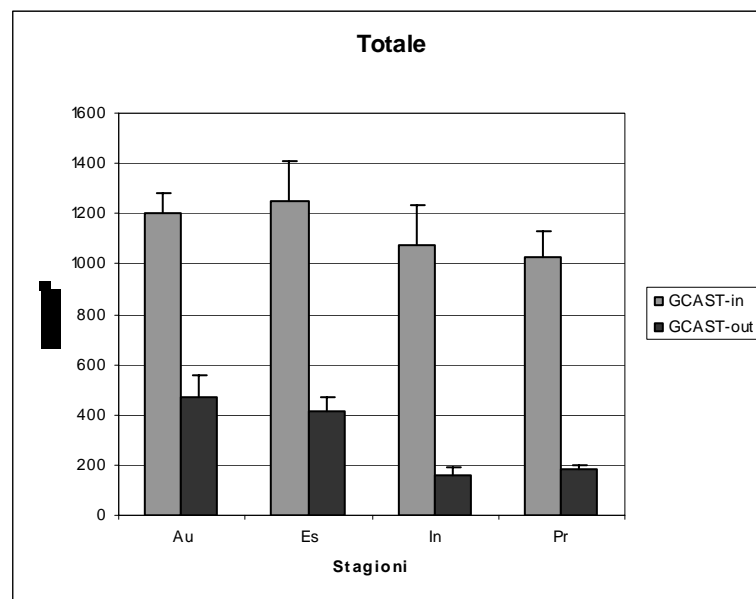


**Figura 22 : Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) dei cefalopodi nelle due località di GCAST\_in e GCAST\_out**

Anche la PERANOVA eseguita sulle densità del totale delle specie ha mostrato differenze significative nell'interazione fra stagioni e località. Analogamente a quanto visto per i pesci, il confronto a coppie non ha mostrato differenze significative fra le quattro stagioni all'interno delle due località GCAST\_in e GCAST\_out mentre la località GCAST\_in ha mostrato densità significativamente maggiori rispetto a GCAST\_out in tutte le stagioni B (Tab 20;Fig.22).

Sorgente	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Stagione	3	4,9719	1,6573	8,4244	0,001
Località	1	35,094	35,094	178,39	0,001
Strato	1	2,8571	2,8571	14,523	0,001
Stagione x Località	3	2,5053	0,83511	4,245	<b>0,007</b>
Stagione x Strato	3	0,14278	4,76E-02	0,24193	0,867
Località x Strato	1	1,52E-03	1,52E-03	7,73E-03	0,925
Stagione x Località x Strato	3	1,1802	0,39341	1,9998	0,107
Residuo	80	15,738	0,19673		
Totale	95	63,059			
<b>Confronto a coppie</b>					
Stagioni nelle località	GCAST_in	GCAST_out			
	Au=Es=In=Pr	Au=Es=In=Pr			
Località nelle stagioni	Au	Es	In	Pr	
	GCAST_in>GCAST_out	GCAST_in>GCAST_out	GCAST_in>GCAST_out	GCAST_in>GCAST_out	

**Tabella 20: PERANOVA eseguita sulle densità del totale del pescato nella località protetta di GCAST\_in e nella località non protetta di GCAST\_out**



**Figura 22: Istogrammi delle densità (kg/km<sup>2</sup>) del totale del pescato nelle due località di GCAST\_in e GCAST\_out**

### Discussione

L'analisi dei dati di biomassa delle specie demersali condotta in questa parte dello studio ha permesso il confronto tra la zona di divieto di strascico (GCAST\_in) e le zone non protette (GCAST\_out, GTERM e GSANT). Sono state in certi casi individuate differenze significative imputabili all'assenza di strascico nell'area

protetta. L'aumento di biomassa è infatti uno dei principali effetti attesi in seguito alla protezione di un'area marina (Bohnsack, 1998; Lauck *et al.*, 1998; Gell & Roberts, 2003), oltre agli effetti sulla diversità e composizione del popolamento, sulla struttura di taglia e sulla trofodinamica (capitoli 7, 8 e 9 del presente rapporto). L'analisi è stata condotta suddividendo in quattro categorie la fauna demersale campionata: cefalopodi (9.7% in peso), crostacei (2.1%), pesci (88.2%) e cattura totale, al fine di evidenziare eventuali differenze nell'*effect size* legate alle peculiarità del ciclo vitale (più lungo nei pesci rispetto agli invertebrati), e di separare l'effetto sulla fauna demersale totale rispetto a quello sui grandi gruppi tassonomici. È stato adottato un disegno sperimentale capace di testare l'ipotesi generale di un aumento di biomassa nell'area protetta dovuto al divieto di strascico, attraverso quattro diverse analisi finalizzate a testare l'effetto-riserva dentro l'area protetta (differenza fra le stagioni), fra l'area protetta e le tre località non protette (di cui una adiacente adiacenti e due distanti: effetto *spillover*), fra l'area protetta e le due località non protette distanti, e fra l'area protetta e quella non protetta adiacente.

Le analisi hanno mostrato chiaramente l'effetto-protezione nei confronti dei pesci e della cattura totale sotto forma di una biomassa maggiore nell'area protetta. Tale effetto è risultato meno marcato per gli invertebrati (in particolare per i crostacei), la cui densità è risultata talvolta maggiore nelle aree non protette. Questo risultato può avere alcune possibili spiegazioni: (i) le specie a rapido tasso di crescita e rapido turnover - quali crostacei e cefalopodi - sono meno sensibili all'impatto dello strascico (Pipitone *et al.*, 2000), come notato in aree di pesca mediterranee (Relini *et al.*, 1996) e tropicali (Caddy, 1983), e possono quindi essere abbondanti anche in aree intensamente sfruttate; (ii) gli invertebrati sono una componente importante della dieta di molti pesci, e quindi potrebbero subire una forte mortalità da predazione in aree con elevata biomassa ittica (quale GCAST\_in); (iii) nel caso del gambero rosa (la specie dominante fra i crostacei raccolti), si tratta di una specie tipicamente epibatiale, il cui stock è in gran parte residente all'esterno dell'area di studio (che include solo la piattaforma continentale): quindi, per quanto riguarda GCAST\_in, la reale protezione dovuta al divieto di strascico riguarda solo una piccola porzione della popolazione, che per il resto è esposta a mortalità da pesca in tutta l'area esterna a quella vietata.

I dati analizzati mostrano un anche un moderato effetto sia della stagionalità che della profondità sulla biomassa demersale. I cefalopodi sono risultati più abbondanti in inverno e primavera, probabilmente in coincidenza con il periodo riproduttivo di

molte specie, pur senza una predilezione significativa per uno strato batimetrico. I crostacei sono invece risultati più abbondanti nello strato più profondo, il che si spiega di nuovo con la dominanza del gambero rosa in questo gruppo tassonomico. I pesci sono risultati generalmente più abbondanti negli strati A e B, senza un trend stagionale evidente; lo stesso risultato è stato osservato per la cattura totale.

## **Conclusioni**

Lo studio basato sul confronto della biomassa demersale nell'area del Golfo di Castellammare vietata allo strascico e in tre aree intensamente sfruttate dalla pesca ha permesso di rilevare un effetto-riserva in termini di aumento di biomassa nell'area protetta. L'analisi è stata finora estesa solo alla fauna demersale totale e a tre grandi gruppi tassonomici, ma merita un approfondimento al livello delle singole specie (per la triglia di fango si veda il capitolo 10 di questa relazione). Il successo del divieto di strascico è probabilmente da ascrivere anche all'ampia estensione dell'area protetta, che include zone di nursery e di riproduzione di molte specie neritiche. Tuttavia l'analisi comparativa condotta sulle serie storiche di dati da *trawl survey* condotti nel Golfo (Pipitone et al., 2001) mostra un decremento progressivo della biomassa demersale, che riteniamo possa essere dovuto alla pesca a strascico illegale condotta nella parte orientale dell'area protetta (Stefanoni et al., in stampa; Giacalone, dati non pubblicati). Si pone quindi il problema serio della sorveglianza da parte degli organi preposti, senza la quale si rischia di compromettere i risultati raggiunti.

Dai dati in nostro possesso resta difficile quantificare il possibile *spillover*, che risulterebbe in un vantaggio per la pesca condotta nelle adiacenze dell'area vietata e che porterebbe un forte sostegno all'idea che le risorse possano essere gestite tramite un divieto di strascico con vantaggio sia dell'ecosistema che dei pescatori.

Il Golfo di Castellammare si pone come un esempio unico in Mediterraneo di ampia riserva di pesca (*fishery reserve*) estesa su una vasta superficie di fondi mobili della piattaforma continentale e della scarpata superiore, contrariamente alla maggior parte delle aree protette mediterranee che comprendono solo zone costiere di fondo duro. Riteniamo che una simile misura di gestione potrebbe essere applicata con successo in molte altre aree costiere sovrasfruttate lungo le coste italiane, previo studi preliminari che potrebbero essere condotti grazie alla ricca base di dati raccolti dal 1985 nell'ambito dei programmi nazionali di valutazione delle risorse (Relini et al. 1999).

## Bibliografia

- Agardy, T.S. (1997) *Marine Protected Areas and Ocean Conservation*, R.G. Landes Co.
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46
- Ashworth, J.S., Ormond, R.F.G., 2005. Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. *Biological Conservation* 121, 333–344.
- Blyth-Skyrme, R.E., Kaiser, M.J., Hiddink, J.G., Edward-Jones, G., Hart, P.J.B., (2006) Conservation benefits of temperate marine protected areas: variation among fish species. *Conservation Biology* 20, 811–820.
- Bohnsack, J.A., (1998) Application of marine reserves to reef fisheries management. *Austr. J. Ecol.*, 23: 298-304.
- Claudet, J. Pelletier, D. Jouvenel, J.-Y. Bachet, F. Gallina, R. (2006) Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biol.Cons* 130:349-369.
- Clarke, K. R. and R. M. Warwick (1994) *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory.*
- Côté, I.M., Mosqueira, I., Reynolds, J.D., 2001. Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *Journal of Fish Biology* 59,178–189..
- Gell, F.R. and Roberts, C.M. (2003) Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends Ecol. Evol.* 18, 448–454.
- Goñi R., Quetglas A., Reñones O. (2006) Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 308: 207-219.
- Halpern, B.S. (2003) The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. Appl.* 13, S117–S137.
- Hiddink, J. G. Hutton, T. Jennings, S. and Kaiser M. J. (2006) Predicting the effects of area closures and fishing effort restrictions on the production, biomass, and

- species richness of benthic invertebrate communities ICES Journal of Marine Science, 63: 822-830.
- Hutchings, J.A. (2000) Collapse and recovery of marine fishes. *Nature* 406, 882–885.
- Jackson, J.B.C. et al. (2001) Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629–638.
- Kaunda-Arara, B. Rose G. A. (2004) Effects of marine reef National Parks on fishery CPUE in coastal Kenya *Biological Conservation* 118 (2004) 1–13.
- Lauck, T., C.W. Clark, M. Mangel and G.R. Munro, (1998) Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecol. Appl.*, 8(1 Suppl.), 72-78.
- Macpherson, E., Gordo, A. and Garcí'a-Rubies A. (2002) Biomass Size Spectra in Littoral Fishes in Protected and Unprotected Areas in the NW Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 55, 777–788.
- Murawski, S. A., Brown, R., Lai, H-L., Rago, P. J., and Hendrickson, L. (2000) Large scale closed areas as a fishery management tool in temperate marine systems: the Georges Bank experience. *Bulletin of Marine Science*, 66: 775-798.
- Murawski, S. A., Wigley, S. E., Fogarty, M. J., Rago, P. J., and Mountain, D. G. (2005) Effort distribution and catch patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 1150-1167.
- Pauly, D. et al. (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689–695.
- Pipitone C., Badalamenti F., D'Anna G., James C., Pickering H., Whitmarsh D. (2001) Le risorse ittiche demersali nel Golfo di Castellammare (Sicilia N-O) dopo otto anni di divieto di strascico. *Biol. Mar. Medit.*, 8 (1): 757-760.
- Pipitone, C. Badalamenti, F. D'Anna, G. Patti B. (2000) Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea) *Fisheries Research* 48, 23-30.
- Relini, G., J. Bertrand & A. Zamboni, (1999) Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit.*, 6 (suppl. 1), 868 pp.
- Russ, G.R. Alcala, A. C., Maypa A. P., Calumpong H.P., White A.T. (2004) Marine reserve benefits local fisheries. *Ecol. Appl.* 14, 597–606.
- Stefanoni S., D'Anna G., Pipitone C. & Badalamenti F., in stampa. Analisi economica delle politiche di gestione della pesca nel golfo di Castellammare. In: Pipitone

V. & Cognata A. (a cura di), *Valutazione contingente ed economica delle risorse ittiche del Golfo di Castellammare*, Franco Angeli Editore

Milano. Stelzenmüller, V., Maynou, F. & Martì P. (2007) Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean Marine Protected Area *Biol. Cons.* 136, 571-583.

Willis TJ, RB Millar, RC Babcock & N Tolimieri (2003) Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse? *Environmental Conservation* 30: 97-103.

## **7 - EFFETTI DELLA PROTEZIONE SULLA STRUTTURA DEL POPOLAMENTO DEMERSALE**

### **Introduzione**

È ampiamente riconosciuto che l'organizzazione strutturale e funzionale degli ecosistemi marini può cambiare in relazione all'intensità di pesca e di conseguenza anche a misure di protezione che determinano una riduzione dello sforzo di pesca (Jennings and Kaiser, 1998; Piet and Rijnsdorp, 1998; Macpherson et al., 2002).

I cambiamenti determinati dall'attività di pesca riguardano principalmente l'abbondanza e la struttura di taglia delle specie target e sono stati evidenziati in diversi studi (Bianchi et al. 2000; Yemane et al., 2005). Al fine di cogliere gli effetti della pesca, sia sulle popolazioni sia sulle comunità marine, numerosi indicatori ecologici, basati principalmente sulla taglia degli individui delle specie, sono stati recentemente sviluppati (Jennings and Dulvy, 2005; Shin et al., 2005; Graham et al., 2005). Alcuni indicatori sono risultati efficienti nel percepire i cambiamenti nella struttura delle taglie e delle relative abbondanze delle popolazioni sfruttate dalla pesca (Jennings et al. 1999; Fulton et al., 2005; Nicholson and Jennings, 2004). Più complessa risulta l'individuazione e/o la messa a punto di indicatori capaci di cogliere gli effetti della pesca sulla composizione e diversità dei popolamenti demersali nel Mediterraneo (Fraschetti et al., 2002; Claudet et al., 2006).

Per quanto riguarda la diversità, la pesca rimuove in modo selettivo le specie (Jennings and Kaiser, 1998; Gislason et al., 2000) ed, in alcuni casi, gli indici di diversità hanno mostrato un decremento nel tempo in risposta allo sfruttamento (Rijnsdorp, 1996, Greenstreet et al., 1999). In altri casi gli indici di diversità sono però aumentati in risposta ad una maggiore equitabilità fra le specie conseguente al prelievo, da parte della pesca, delle specie più abbondanti che compongono lo stock (Rice, 2000; Rice and Gislason, 1996). Inoltre, altri fattori non legati alla pesca possono influenzare la diversità di una comunità (Piet and Rijnsdorp, 1998) per cui non tutti gli indicatori di diversità rispondono in modo consistente agli effetti della pesca (D'Onghia et al., 2003). Fra questi il tradizionale indice di diversità di Shannon-Wiener che risente degli effetti combinati della ricchezza specifica e di come gli individui sono distribuiti fra le specie (equitabilità). Queste due componenti si contrappongono nel determinare i valori della diversità per cui può risultare che



comunità notevolmente differenti mostrano valori simili di diversità (Bianchi et al., 2000).

Per questi motivi numerosi sforzi sono stati compiuti per sviluppare metodi, più sensibili dei tradizionali indici di diversità, per descrivere la struttura delle comunità e identificare i cambiamenti che in essa avvengono (Rogers et al., 1999). Miglioramenti nella misura e nell'interpretazione della diversità sono stati ottenuti usando metodi di entropia generalizzata (Hill, 1973; Tothmeresz, 1995) dove un serie di indici di diversità mostrano sensibilità variabili dalle specie rare a quelle più abbondanti.

Per quanto riguarda la dominanza, il confronto fra le curve di abbondanza e biomassa (ABC) (Clarke and Warwick, 1994) è risultato un buoni indicatore dello stato di sfruttamento dei popolamenti demersali da parte della pesca (Blanchard et al., 2004; Jouffre and Cheikh, 2005) ed un utile strumento gestionale (Yemane et al., 2005).

Infine, le tecniche multivariate sempre più sofisticate si sono rivelate strumenti utili per esplorare e testare gli effetti, nel tempo e nello spazio, dei cambiamenti nella composizione specifica e struttura dei popolamenti demersali in aree con diversi regimi di sfruttamento (Rogers et al., 1999; Gristina et al., 2005; Piet e Rijnsdorp, 1998; Gaertner et al., 2005).

La composizione della fauna ittiche demersale cambia non solo in relazione all'intensità di sfruttamento ma anche in riferimento ai diversi tipi di attrezzi utilizzati dalla pesca (Piet e Rijnsdorp, 1998). Nel Golfo di Castellammare, per esempio, i popolamenti demersali sono protetti dall'attività della pesca a strascico ma sottoposti ad uno sfruttamento da parte delle piccola pesca che opera con diversi attrezzi generalmente più selettivi di quelli a strascico (Pipitone et al., 2000). Questa particolare tipologia di protezione delle risorse di pesca può determinare dei cambiamenti nei popolamenti demersali diversi da quelli attesi in aree protette dove nessun prelievo è consentito come le "no take zone" o le riserve integrali.

L'obiettivo di questa parte del progetto di ricerca è quello di verificare gli effetti del divieto della pesca a strascico sulla composizione e diversità del popolamento demersale attraverso il confronto tra i Golfi di Castellammare (GCAST), Termini Imerese (GTERM) e Sant'Agata (GSANT) (Fig 1.) sfruttando la presenza/assenza di pesca a strascico. L'ipotesi nulla è che il numero di individui, la ricchezza specifica e la diversità siano simili fra i popolamenti demersali dei tre golfi. L'ipotesi alternativa prevede una diversificazione dei popolamenti demersali demersali in termini di

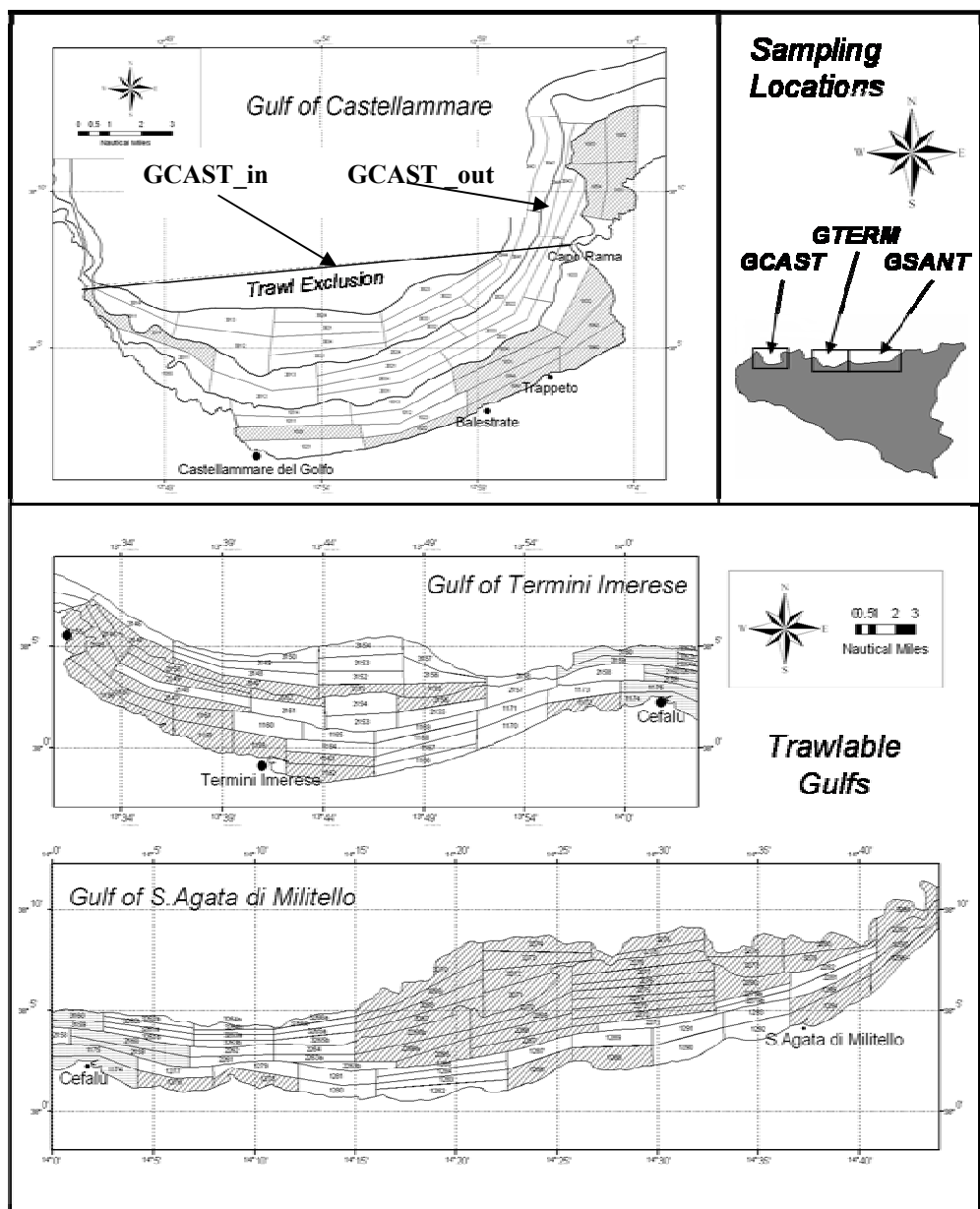
composizione specifica ed abbondanza con valori di ricchezza specifica e diversità più elevati nel golfo protetto rispetto alle aree non protette.

## **Materiali e metodi**

*Cenni sulle aree di studio e sul campionamento* (Vedi Seconda Parte, Materiale e Metodi)

I tre i Golfi oggetto di studio sono caratterizzati da un'ampia costa centrale sabbiosa con scogliere a falesia sui bordi esterni. Il fondo marino è principalmente mobile (sabbioso/fangoso) con eccezione delle aree poste al di sotto delle falesie, dove si ritrovano massi di crollo e nella parte centrale di GTERM e GSANT dove prevalgono fondali detritici generalmente non strascicabili.

Il campionamento è stato effettuato esclusivamente su fondi mobili strascicabili (Fig. 1) dividendo ciascun golfo in tre strati batimetrici (10-50 m (A), 51-100 m (B), 101-200 m (C)). Sia GTERM che GSANT hanno grandi flotte dedite alla pesca a strascico (Cavaliere et al. 1988; Greco et al. 1993), e l'unica regolamentazione per lo strascico è il divieto di pesca in acque meno profonde di 50 m, che viene applicato a tutte le coste Italiane. Entrambi i Golfi risultano sovrasfruttati dalla pesca (Greco 1994). A partire al 1990 GCAST è stato sottoposto al divieto di pesca a strascico commerciale in un'area di 200 kmq che include quasi l'intera piattaforma continentale (Pipitone et al. 2000). La linea del divieto di pesca esclude una zona del Golfo di Castellammare per cui GCAST è stato suddiviso in GCAST\_in (area interna al divieto) ed in (GCAST\_out) (zona esterna limitrofa ed aperta all'attività di strascico). In questa ultima porzione di GCAST l'intero strato A è risultato non strascicabile. A partire dall'estate 2005, le campagne di pesca sono state effettuate con un peschereccio commerciale con cadenza stagionale a GCAST ed in autunno e primavera negli altri due golfi seguendo un disegno di campionamento stratificato random.



**Figura 1. Mappa di ciascuno dei tre golfi con indicati: gli strati batimetrici (0-50 m, 51-100 m e 101-200 m), le unità di campionamento elementari associate (ESU) per il subcampionamento e l'area vietata alla pesca a strascico nel Golfo di Castellammare. Gli ESU fisicamente non strascicabili sono tratteggiati.**

### *Analisi dei dati*

*Composizione e diversità del popolamento demersale* - Tecniche multivariate sono state utilizzate per analizzare la struttura dei popolamenti demersali demersali utilizzando il software PRIMER6 con PERMANOVA (Clarke and Gorley 2006).

I dati di abbondanza e biomassa di tutte le specie e di tutti i campioni sono stati organizzati in due matrici rettangolari a doppio ingresso per poter assegnare un valore in numero (N) ed in peso (Pe in g) ad ogni specie in ciascun campione.

Dalle matrici di abbondanza, dopo trasformazione logaritmica ( $\log(x+1)$ ) dei dati, sono state ottenute le corrispondenti matrici triangolari di similarità fra i campioni, utilizzando l'indice di dissimilarità di Bray-Curtis per le analisi multivariate e la distanza Euclidea per quelle univariate. Le matrici sono state ordinate attraverso tecniche multidimensionali nMDS (non-metric MultiDimensional Scaling: Clarke, 1993) per esplorare un potenziale pattern dei campioni raccolti.

Per valutare la diversità dei popolamenti demersali sono stati calcolati il numero di individui (N) e di specie (S), l'indice di diversità di Shannon-Wiener ( $H'$ ), l'indice di equitabilità di Pielou ( $J'$ ) ed i numeri di Hill (1973)  $N1 = \exp(H')$ ,  $N2 = 1/\text{dominanza di Simpson}$ . Gli indici  $N1$  e  $N2$  sono meno sensitive alle specie dominanti e allo sforzo di campionamento rispetto ad  $H'$ .

Le curve di dominanza cumulativa per le tre aree studiate sono state calcolate sulla matrice rettangolare di N delle specie non trasformate.

La matrice di biomassa, assieme a quella di abbondanza, è stata utilizzata solamente per il calcolo delle curve di Abbondanza e Biomassa (ABC) (Clark e Warwick, 1994) ritenute dei buoni indicatori per esplorare gli effetti della pesca sui popolamenti demersali demersali (Yemane et al., 2005; Blanchard et al., 2005). In particolare nei popolamenti demersali non sfruttati (disturbati) la curva di biomassa giace al di sopra della curva di abbondanza. Nei popolamenti sfruttati la posizione delle due curve si inverte con la curva di biomassa al di sotto dell'abbondanza. La differenza fra le due curve ed il loro pattern sono indicati dal W statistico (Warwick, 1986):  $W > 0$  indica popolamenti non disturbati;  $W < 0$  con la curva di abbondanza che incrocia quella della biomassa, popolamenti moderatamente disturbati;  $W \ll 0$  la curva di abbondanza è

sempre sopra quella della biomassa ed indica uno stato pesantemente disturbato dei popolamenti.

*Disegno sperimentale* - Per valutare le differenze fra la struttura dei popolamenti demersali nelle località a diverso regime di pesca (presenza/assenza divieto di pesca a strascico), nello spazio (Località) in relazione alla profondità (Strato) e nel tempo (Stagione), è stato adottato il disegno sperimentali riportato nella tabella 1. Sono stati utilizzati tre fattori fissi ed ortogonali tra loro: Località (Loc), Stagione (Sta) e Strato (Str) e le pesche a strascico sperimentali sono state utilizzate come repliche. Sono state effettuate quattro differenti analisi. La prima esamina l'impatto della pesca a strascico e della protezione sui popolamenti e sugli indici di diversità nelle tre località ed in particolare fra GCAST (protetta dalla pesca a strascico) vs GSANT e GTERM (non protetti) (Tab. 1). La seconda valuta il fenomeno dello "spillover" verso GCAST\_out. Questa analisi assume che tutte le località ospitassero popolamenti demersali demersali con strutture simili prima dell'imposizione del divieto di pesca a strascico, e che lo spillover si manifesti quando le variabili dipendenti (composizione ed abbondanza specifica) deviano da quelle osservate all'interno delle aree strascicabili (GTERM, GSANT) rispetto a GCAST\_in (Tabella 1). Nella terza analisi sono state valutate le variazioni stagionali dei popolamenti tra gli strati utilizzando esclusivamente GCAST\_in (Tabella 1). Nella quarta analisi è stato utilizzato il confronto GCAST\_in/out per effettuare una comparazione spazio/temporale, attraverso le quattro stagioni, dei pattern di cambiamento all'interno e nell'area immediatamente vicina alla zona di divieto di pesca a strascico (Tab. 1).

Per gli indici di diversità è stata effettuata solo la prima analisi del disegno sperimentale.

Le differenze fra i gruppi sono stati testati con un'analisi multivariata della varianza basate su permutazioni (PERMANOVA) (Anderson 2001) attraverso il programma PRIMER6 con PERMANOVA (Clarke and Gorley 2006).

Gli indici di diversità sono stati confrontati per mezzo di un'analisi univariate della varianza basate su permutazioni (PERANOVA) (Anderson 2001) eseguite su matrici di dissimilarità con distanza Euclidea. Anche per questo test è stato utilizzato il programma PRIMER6 con PERMANOVA.

I valori di P sono stati ottenuti utilizzando 9999 permutazioni dei residui sotto un modello di varianza ridotto (reduced model variance (Anderson 2001)). La significatività è stata fissata a  $P = 0.05$ . Le differenze significative sono state comparate utilizzando i test *a posteriori*.

**Tabella 1. Disegno sperimentale per valutare gli effetti del divieto di pesca a strascico sui popolamenti demersali nello spazio (Località) nelle diverse profondità (Strati) e nel tempo (Stagioni). \* = analisi utilizzata per gli indici di diversità**

Test	Località (Loc)	Stagione (Sta)	Strato (Str)	Numero campioni
* Località	GCAST_in, GTERM, GSANT	Au Pr	A, B, C	167
Spillover	GCAST_in, GCAST_out, GTERM, GSANT	Au, Pr	B, C	144
GCAST – stagionale	GCAST_in	Es, Au, In, Pr	A, B, C	93
GCAST in / out	GCAST_in, GCAST_out	ES, Au, In, Pr	B, C	96

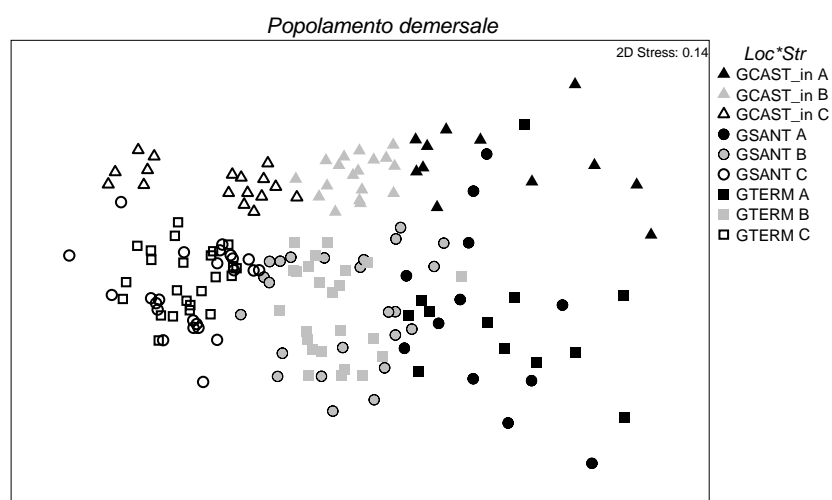
## Risultati

### *Composizione specifica ed abbondanza dei popolamenti demersali*

*Confronto fra le località (Protetto vs. Non Protetto)* - L'ordinamento multidimensionale (nMDS) ha evidenziato una separazione dei campioni di GCAST\_in da quelli di GSANT e GTERM che in buona parte si sovrappongono (Fig. 2). In tutte le località l'nMDS ha mostrato una separazione dei campioni per strati batimetrici.

I risultati della PERMANOVA (Tab. 2) hanno confermato *a priori* la diversità dei popolamenti di GCAST\_in rispetto alle località non protette che sono risultate significativamente simili.

Il confronto *a posteriori* sull'interazione significativa Località\*Strato\*Stagione ha confermato, nelle due stagioni, il modello *a priori* per lo strato A ma ha anche evidenziato differenze fra GSANT e GTERM negli strati B e C. L'analisi ha inoltre evidenziato la diversità dei popolamenti per composizione specifica ed abbondanza negli strati in entrambi le stagioni che sono risultate differenti nei golfi non protetti e nello strato B di GCAST\_in (Tab. 2).



**Figura 2 - Ordinamento (nMDS) dei campioni in base all'abbondanza in numero di ogni specie catturata nelle località GCAST\_in (Protetta), e GSANT, GTERM (Non Protette) e negli strati batimetrici A, B, C = 0-50 m, 51-100 m e 101-200 m. Loc = Località; Str = Strato**

**Tabella 2 - Analisi degli effetti del divieto di pesca a strascico sul popolamento demersale (golfo Protetto vs. golfi Non Protetti). Risultati della PERMANOVA e dei test *a posteriori*. Loc = Località; Sta = Stagione; Str = Strato; GCAST\_in, GTERM e GSANT = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Termini Imerese e Golfo di Sant'Agata; A, B, C = 0-50 m, 51-100 m e 101-200 m; Au, Pr = Autunno e Primavera. In grassetto fattori ed interazioni significative.**

Fonte di variazione	gdl	Popolamento demersale	
		Pseudo-F	P(perm)
Loc	2	24.59	0.0001
Str	2	66.198	0.0001
Sta	1	17.753	0.0001
Loc*Str	4	4.9713	0.0001
Loc*Sta	2	3.6258	0.0001
Str*Sta	2	10.206	0.0001
Loc*Str*Sta	4	1.8802	<b>0.0002</b>
Res	149		
Total	166		

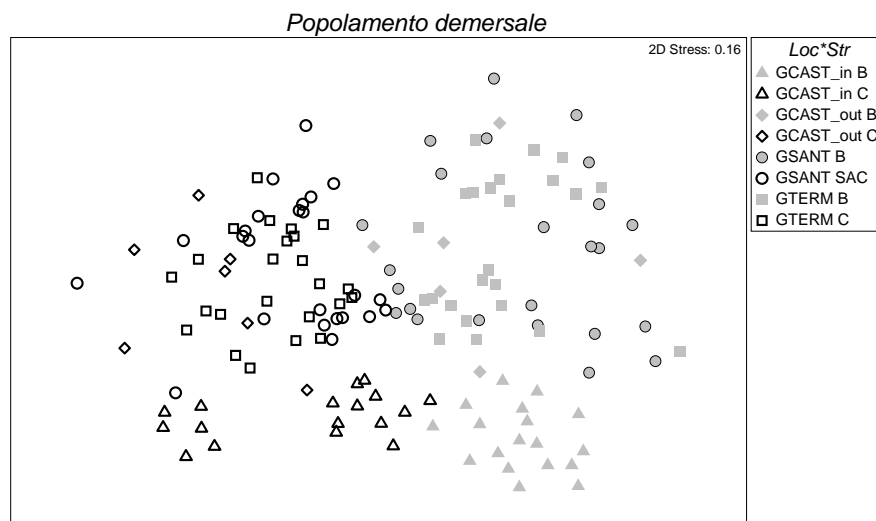
Interazione Loc*Str*Sta	Confronto a coppie	
	A Au, Pr	B,C Au, Pr
Località (Loc)	GCAST_in ≠ GSANT GCAST_in ≠ GTERM GSANT = GTERM	GCAST_in ≠ GSANT GCAST_in ≠ GTERM GSANT ≠ GTERM
Strato (Str)	GCAST_in,GSANT,GTERM Au, Pr A ≠ B ≠ C	
Stagione (Sta)	GCAST_in A, C Au = Pr	GSANT, GTERM B A,B,C Au ≠ Pr

*Analisi Spillover* – L'ordinamento dell'nMDS con l'inclusione di GCAST\_out rispetto all'analisi precedente, ha mostrato GCAST\_in separato dagli altri due golfi mentre i campioni di GCAST\_out sono risultati distribuiti fra quelli di GCAST\_in e le altre due località (Fig. 3).

I risultati della PERMANOVA hanno evidenziato differenze significative per tutti i fattori e per l'interazione Località\*Strato\*Stagione (Tab. 3). Il confronto a coppie ha mostrato popolamenti demersali differenti fra le quattro località nelle due stagioni e negli strati B e C. Sono risultate differenze fra gli strati B e C in tutte le località tranne in primavera a GCAST\_out. I popolamenti stagionali sono risultati diversi in tutti gli



strati nei golfi non protetti e solo in B a GCAST\_in. Nessuna differenza stagionale è risultata in GCAST\_out (Tab. 3).



**Figura 3.** Ordinamento (nMDS) dei campioni in base all’abbondanza in numero di ogni specie catturata nelle quattro località (= GCAST\_in, GCAST\_out, GSANT, GTERM) e negli strati batimetrici B, C = 51-100 m e 101-200 m.

**Tab 3 - Analisi per valutare l’effetto “spillover” sui popolamenti demersali. Risultati della PERMANOVA e dei test *a posteriori*. Loc = Località; Sta = Stagione; Str = Strato; GCAST\_in, GCAST\_out, GTERM e GSANT = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Castellammare\_out, Golfo di Termini Imerese e Golfo di Sant’Agata; B, C = 51-100 m e 101-200 m; Au, Pr = Autunno e Primavera. In grassetto fattori ed interazioni significative.**

Fonte di variazione	gdl	Popolamento demersale	
		Pseudo-F	P(perm)
Loc	3	18.852	0.0001
Str	1	61.69	0.0001
Sta	1	20.786	0.0001
Loc*Str	3	4.2761	0.0001
Loc*Sta	3	4.1751	0.0001
Str*Sta	1	7.2573	0.0001
Loc*Str*Sta	3	2.3303	<b>0.0001</b>
Res	128		
Total	143		

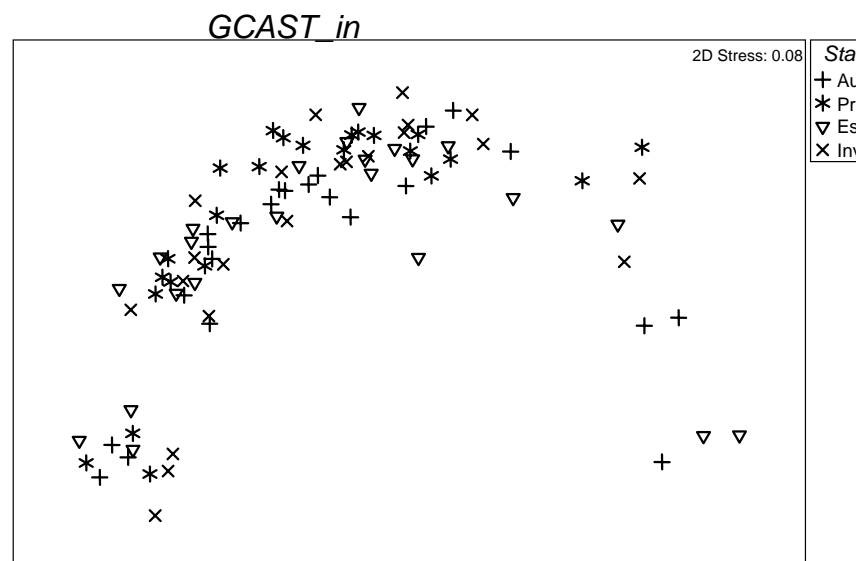
Confronto a coppie  
B, C  
Au, Pr

Località (Loc) GCAST\_in ≠ GCAST\_out ≠ GSANT ≠ GTERM

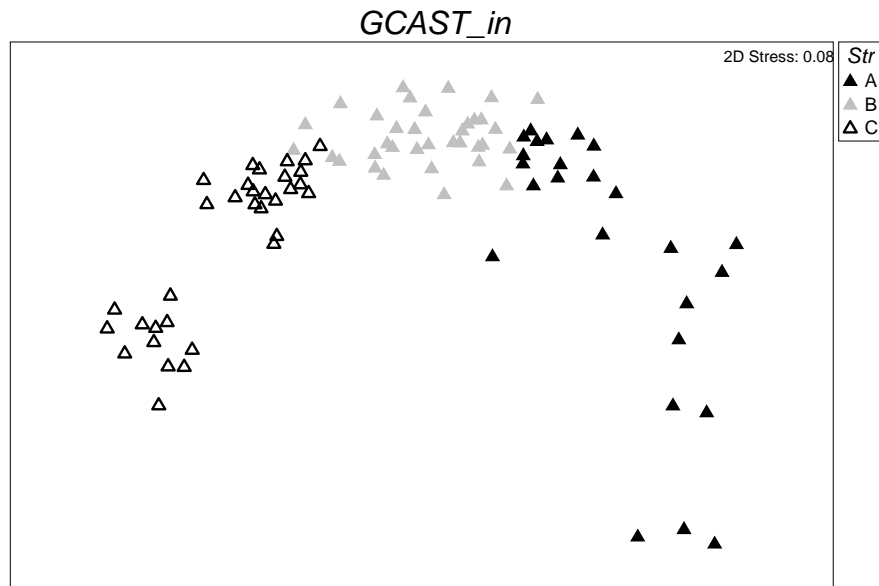
	GCAST_in,GSANT,GTERM		GCAST_out	
	Au, Pr		Au	Pr
Strato (Str)	B ≠ C		B ≠ C	B = C
	GCAST_in		GCAST_out	GSANT, GTERM
	B	C	B,C	B,C
Stagione (Sta)	Au ≠ Pr	Au = Pr	Au = Pr	Au ≠ Pr

*Variabilità stagionale in GCAST\_in* – Il pattern di ordinamento dell'nMDS non ha mostrato un raggruppamento stagionale dei campioni di GCAST\_in (Fig. 4) ma una chiara separazione dei popolamenti demersali in relazione agli strati (Fig. 5).

I risultati della PERMANOVA hanno mostrato differenze significative nell'interazione Strato\*Stagione ed il confronto a coppie ha evidenziato popolamenti demersali differenti fra gli strati in tutte le stagioni (Tab. 4). Dal confronto fra le stagioni non sono risultate differenze fra i popolamenti negli strati A e C mentre in B le differenze fra le stagioni sono state sempre significative ad esclusione del confronto fra l'estate e l'inverno (Tab. 4).



**Figura 4. Ordinamento (nMDS) dei campioni di abbondanza in numero delle specie all'interno della linea di divieto (GCAST\_in) nelle quattro stagioni. Est, Au, Inv e Pr = Estate, Autunno, Inverno e Primavera.**



**Figura 5. Ordinamento (nMDS) dei campioni di abbondanza in numero delle specie all'interno della linea di divieto (GCAST\_in) e negli strati A, B e C. = 0-50 m, 51-100 m e 101-200 m.**

**Tabella 4. Analisi stagionale dei popolamenti demersali demersali nell'area di divieto a strascico del Golfo di Castellammare (GCAST\_in). Risultati della PERMANOVA e dei test *a posteriori*. Loc = Località; Sta = Stagione; Str = Strato; A, B, C = 0-50 m, 51-100m e 101-200 m; Es, Au, In e Pr = Estate, Autunno, Inverno e Primavera. In grassetto fattori ed interazioni significative.**

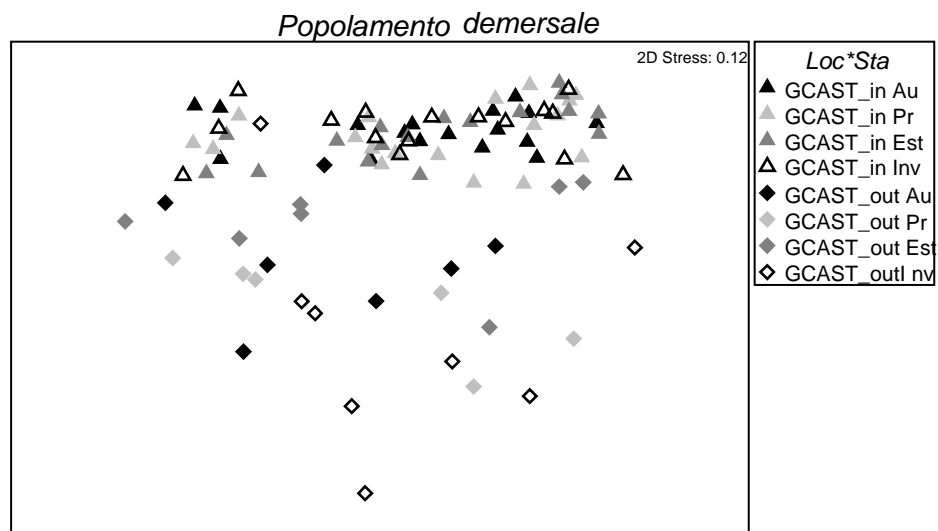
Fonte di variazione	gdl	Popolamento demersale	
		Pseudo-F	P(perm)
Str	2	45.889	0.0001
Sta	3	2.5305	0.0004
Str*Sta	6	1.5988	<b>0.0117</b>
Res	81		
Total	92		

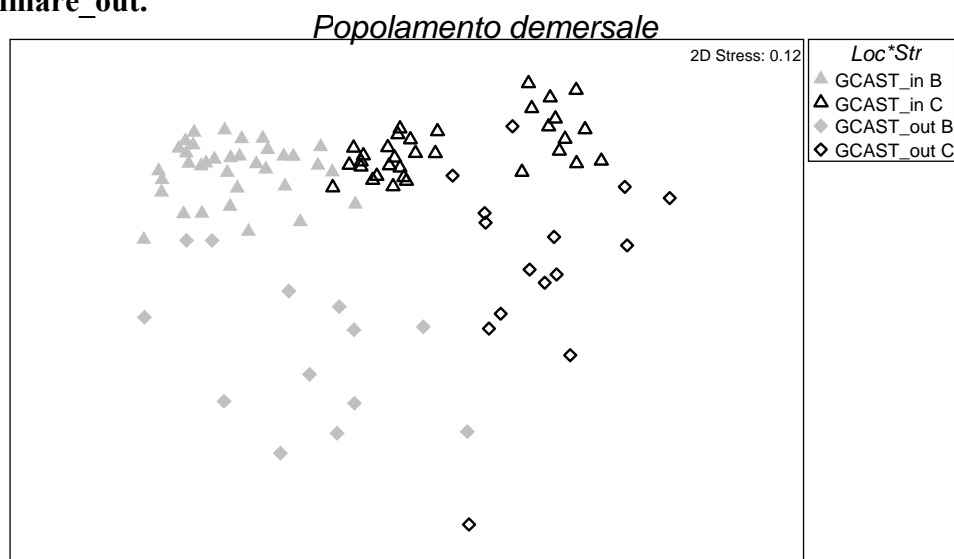
Confronto a coppie		
<b>Interazione Str*Sta</b>	Au, Inv, Pr, Est	
	A ≠ B ≠ C	
Stagione (Sta)	A, C	B
	Au = Inv = Es = Pr	Au ≠ Pr ≠ Est = Inv

*Confronto GCAST\_in vs. GCAST\_out* – L'ordinamento multidimensionale dei campioni ha mostrato una separazione fra l'area protetta del Golfo di Castellammare (GCAST\_in) e la zona immediatamente adiacente (GCAST\_out) ma non una distinzione spaziale fra le stagioni (Fig. 6). Il pattern di ordinamento dei popolamenti in relazione agli strati batimetrici è mostrato nella figura 7.

La PERMANOVA ha trovato differenze per il fattore Località e per l'interazione Strato\*Stagione (Tab. 5). Il confronto a coppia ha evidenziato differenze significative fra i popolamenti delle due località e fra gli strati B e C in tutte le stagioni. Differenze fra tutte le stagioni sono state riscontrate nello strato B mentre nello strato C la primavera è risultata differente dalle altre stagioni (Tab.5).



**Figura 6. Ordinamento (nMDS) dei campioni di abbondanza in numero delle specie all'interno (GCAST\_in) e all'esterno (GCAST\_out) della linea di divieto e nelle quattro stagioni. Es, Au, In e Pr = Estate, Autunno, Inverno e Primavera. GCAST\_in, GCAST\_out, = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Castellammare\_out.**



**Figura 7. Ordinamento (nMDS) dei campioni di abbondanza in numero delle specie all'interno (GCAST\_in) e all'esterno (GCAST\_out) della linea di divieto e negli strati B, C = 51-100 m e 101-200 m. .**

**Tabella 5. Confronto dei popolamenti demersali nel Golfo di Castellammare all'interno (GCAST\_in) ed all'esterno (GCAST\_out) dell'area vietata alla pesca a strascico. Risultati della PRMANOVA e dei test *a posteriori*. B, C = 51-100 m e 101-200 m; Es, Au, In e Pr = Estate, Autunno, Inverno e Primavera. In grassetto i fattori e le interazioni significative,**

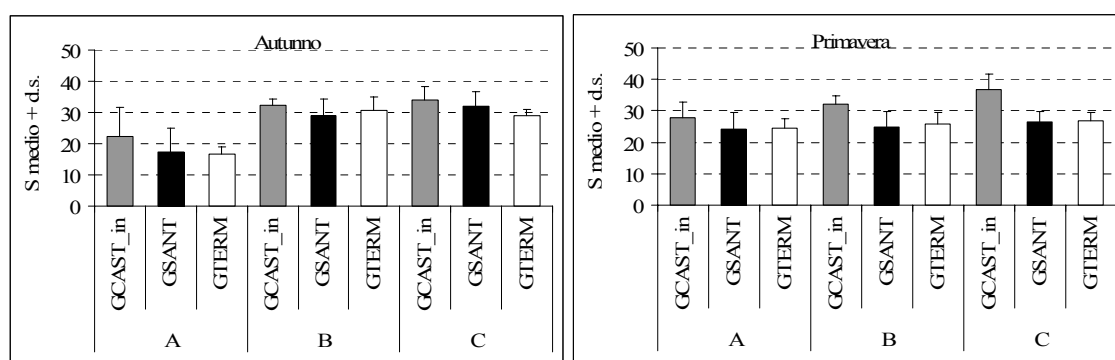
Fonte di variazione	gdl	Popolamento demersale	
		Pseudo-F	P(perm)
Loc	1	22.178	<b>0.0001</b>
Str	1	46.894	0.0001
Sta	3	4.8503	0.0001
Loc*Str	1	3.2818	0.0024
Loc*Sta	3	2.399	0.0004
Str*Sta	3	2.1858	<b>0.0009</b>
Loc*Str*Sta	3	1.125	0.2932
Res	80		
Total	95		
Confronto a coppie			
<b>Effetti principali</b>			
Località		GCAST_in ≠ GCAST_out	
<b>Interazione Str*Sta</b>			
Strato (Str)		Au, Inv, Pr, Est B ≠ C	
		B	C
Stagione (Sta)		Au ≠ Inv ≠ Pr ≠ Est	Au = Inv = Es ≠ Pr

### ***Diversità dei popolamenti demersali***

In totale, in tutte le località campionate sono state rinvenute 140 specie e 215530 individui.

L'indice di diversità di Shannon-Wiener ( $H'$ ) ed i numeri di Hill  $N_1$  e  $N_2$  non sono risultati significativamente differenti fra le località. Di seguito si riportano i risultati dell'analisi statistica (Tabb. 6-8) e le figure 8-11 con le medie e le deviazioni standard (d.s.) o errore standard (e.s.) solo degli indici di struttura del popolamento che hanno mostrato differenze significative per il fattore località.

*Ricchezza specifica* - Il numero di specie (S) è risultato diverso fra le località con valori significativamente più elevati all'interno dell'area protetta (GCAST\_in) rispetto ai golfi non protetti (GSANT, GTERM) che non hanno mostrato differenze (Fig. 8; Tab. 6). In autunno, il confronto *a posteriori* dell'interazione Strato\*Stagione ha evidenziato valori più bassi di S in A rispetto a B e C che non differiscono fra loro mentre in primavera S è risultato più elevato in C rispetto ad A e B. Il confronto fra le stagioni ha evidenziato valori di S più bassi in autunno rispetto alla primavera nello strato A mentre risultati opposti sono stati registrati negli strati B e C (Tab. 6).



**Figura 8 – Media e deviazione standard (d.s.) del numero di specie (S) in autunno e primavera. GCAST\_in, GTERM e GSANT = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Termini Imerese e Golfo di Sant’Agata; A, B, C = 0-50 m, 51-100 m e 101-200 m.**

**Tabella 6 - Analisi degli effetti del divieto di pesca a strascico sul numero di specie (S) dei popolamenti demersali demersali (golfo Protetto vs. golfi Non Protetti). Risultati della PERANOVA e dei test *a posteriori*. Loc = Località; Sta = Stagione; Str = Strato; GCAST\_in, GTERM e GSANT = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Termini Imerese e Golfo di Sant'Agata; A, B, C = 0-50 m, 51-100 m e 101-200 m; Au, Pr = Autunno e Primavera. In grassetto fattori ed interazioni significative.**

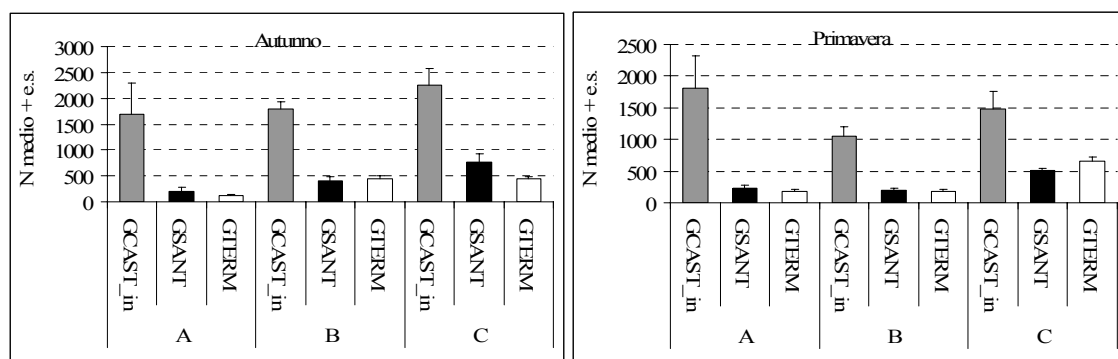
Fonte di variazione	gdl	Numero di specie (S)			
		Pseudo-F	P(perm)		
Loc	2	1.06	0.53	19.33	<b>0.0001</b>
Str	2	2.91	1.46	53.22	0.0001
Sta	1	0.09	0.09	3.34	0.0660
Loc*Str	4	0.05	0.01	0.50	0.7318
Loc*Sta	2	0.06	0.03	1.15	0.3132
Str*Sta	2	1.22	0.61	22.27	<b>0.0001</b>
Loc*Str*Sta	4	0.15	0.04	1.38	0.2466
Res	149	4.08	0.03		
Totale	166	9.52			

Confronto a coppie		
<b>Effetti principali</b>		
Località (Loc)	GCAST_in > GSANT = GTERM	
<b>Interazione Str*Sta</b>	Au	Pr
Strato (Str)	A < B = C	A = B < C
	A	B, C
Stagione (Sta)	Au < Pr	Au > Pr

*Abbondanza* - Il numero di individui (N) ha mostrato differenze significative per il fattore Località e nell'interazione Strato\*Stagione. I valori di N sono risultati più elevati a GCAST\_in rispetto alle aree non protette che non hanno mostrato differenze significative per la variabile N (Fig.9 e Tab. 7).

Sono state osservate differenze significative di N negli strati con valori più elevati in C rispetto ad A e B sia in autunno che in primavera. Il confronto fra le stagioni ha registrato valori di N più elevati in autunno nello strato B e nessuna differenza stagionale negli strati A e C.



**Figura 9 – Media ed errore standard (e.s.) del numero di individui (N) in autunno e primavera. GCAST\_in, GTERM e GSANT = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Termini Imerese e Golfo di Sant’Agata; A, B, C = 0-50 m, 51-100 m e 101-200 m.**

**Tabella 7 - Analisi degli effetti del divieto di pesca a strascico sul numero di individui (N) dei popolamenti demersali (golfo Protetto vs. golfi Non Protetti). Risultati della PERANOVA e dei test *a posteriori*. Loc = Località; Sta = Stagione; Str = Strato; GCAST\_in, GTERM e GSANT = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Termini Imerese e Golfo di Sant’Agata; A, B, C = 0-50 m, 51-100 m e 101-200 m; Au, Pr = Autunno e Primavera. In grassetto fattori ed interazioni significative.**

Fonte di variazione	gdl	Numero di individui (N)			
		Pseudo-F	P(perm)		
Loc	2	83.77	41.88	155.20	<b>0.0001</b>
Str	2	22.34	11.17	41.38	0.0001
Sta	1	0.70	0.70	2.59	0.1111
Loc*Str	4	5.57	1.39	5.16	0.0004
Loc*Sta	2	0.58	0.29	1.07	0.3522
Str*Sta	2	6.92	3.46	12.82	<b>0.0001</b>
Loc*Str*Sta	4	1.66	0.41	1.54	0.1931
Residuali	149	40.21	0.27		
Totale	166	158.07			

Confronto a coppie

**Effetti principali**

Località (Loc)

GCAST\_in > GSANT = GTERM

**Interazione Str\*Sta**

Strato (Str)

Au  
A < B < C

Pr  
A = B < C

Stagione (Sta)

A, C  
Au = Pr

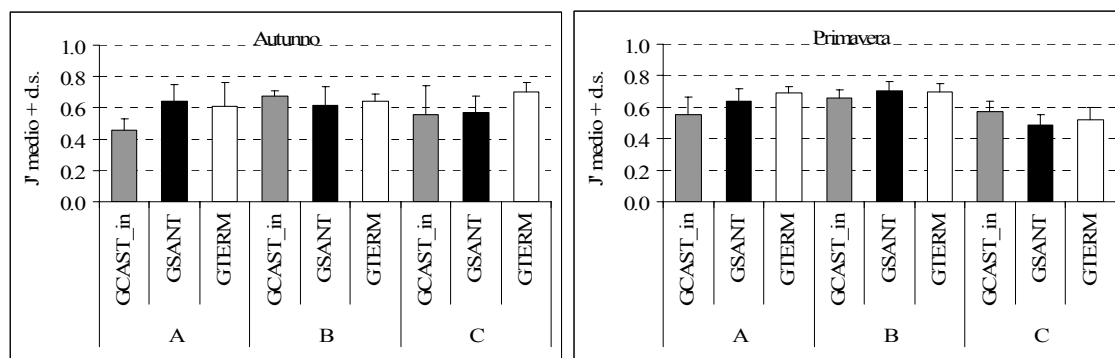
B  
Au > Pr



*Equitabilità* – L'indice di Pielou ( $J'$ ) ha mostrato differenze significative nell'interazione Località\*Strato\*Stagione (Tab. 8). Fra le località, GCAST\_in ha registrato valori di  $J'$  inferiori a GSANT e GTERM nello strato A in autunno e primavera.. Nessuna differenza di equitabilità fra le località è stata riscontrata nello strato B. In autunno  $J'$  è risultato simile in GCAST\_in e GSANT in C con valori significativamente inferiori a GTERM (Tab.8, Fig. 10). In primavera  $J'$  di GCAST\_in registrò valori significativamente più elevati rispetto a quelli dei controlli che sono risultati simili.

Il confronto degli strati a GCAST\_in ha evidenziato una variabilità di  $J'$  con valori più alti in B e C in autunno e più bassi in A e C in primavera. Nessuna differenza di  $J'$  è stata riscontrata in autunno in GSANT mentre in primavera A e B hanno registrato valori più elevati rispetto a C. Quest'ultimo risultato è confermato anche in primavera a GTERM mentre, in autunno,  $J'$  di A è stato simile a B entrambi con valori inferiori rispetto a C (Tab.8, Fig. 10).

Nessuna variazione stagionale di  $J'$  è stata osservata in GCAST\_in nei tre strati e nello strato A di GSANT e GTERM. L'autunno ha mostrato valori di  $J'$  più alti in B e C a GSANT ed in C a GTERM ma valori simili rispetto alla primavera nello strato A.



**Figura 10 – Media e deviazione standard (d.s.) dell'equitabilità ( $J'$ ) in autunno e primavera. GCAST\_in, GTERM e GSANT = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Termini Imerese e Golfo di Sant'Agata; A, B, C = 0-50 m, 51-100 m e 101-200 m.**

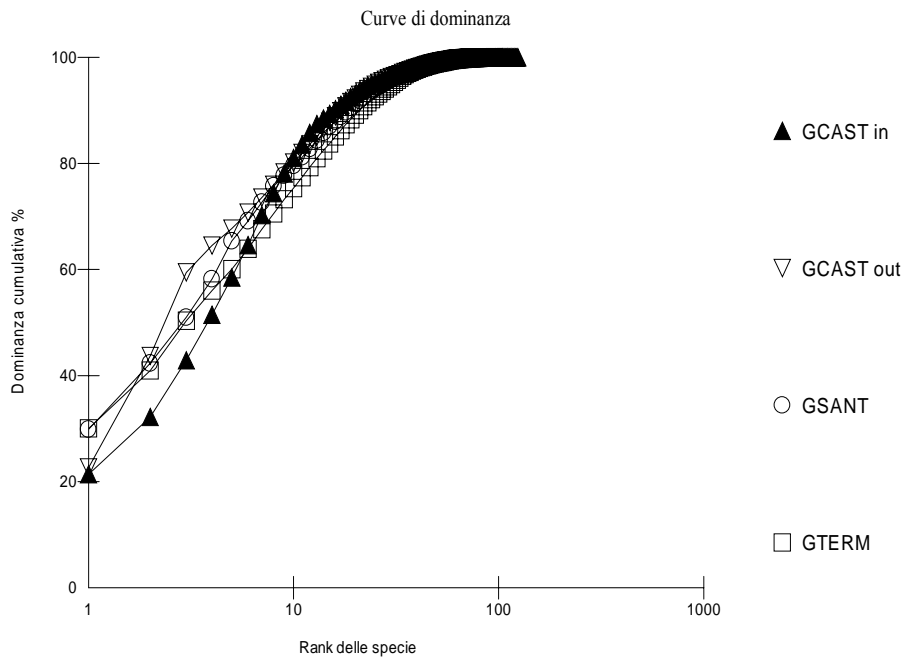
**Tabella 8 - Analisi degli effetti del divieto di pesca a strascico sull'equitabilità di Pielou (J') dei popolamenti demersali (golfo Protetto vs. golfi Non Protetti). Risultati della PERANOVA e dei test *a posteriori*. Loc = Località; Sta = Stagione; Str = Strato; GCAST\_in, GTERM e GSANT = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Termini Imerese e Golfo di Sant'Agata; A, B, C = 0-50 m, 51-100 m e 101-200 m; Au, Pr = Autunno e Primavera. In grassetto fattori ed interazioni significative.**

Equitabilità di Pielou (J')			
Fonte di variazione	gdl	Pseudo-F	P(perm)
Loc	2	6.60	0.0016
Str	2	20.46	0.0001
Sta	1	0.24	0.6213
Loc*Str	4	4.85	0.0014
Loc*Sta	2	0.98	0.3822
Str*Sta	2	10.53	0.0002
Loc*Str*Sta	4	3.77	<b>0.0063</b>
Residuali	149		
Totale	166		

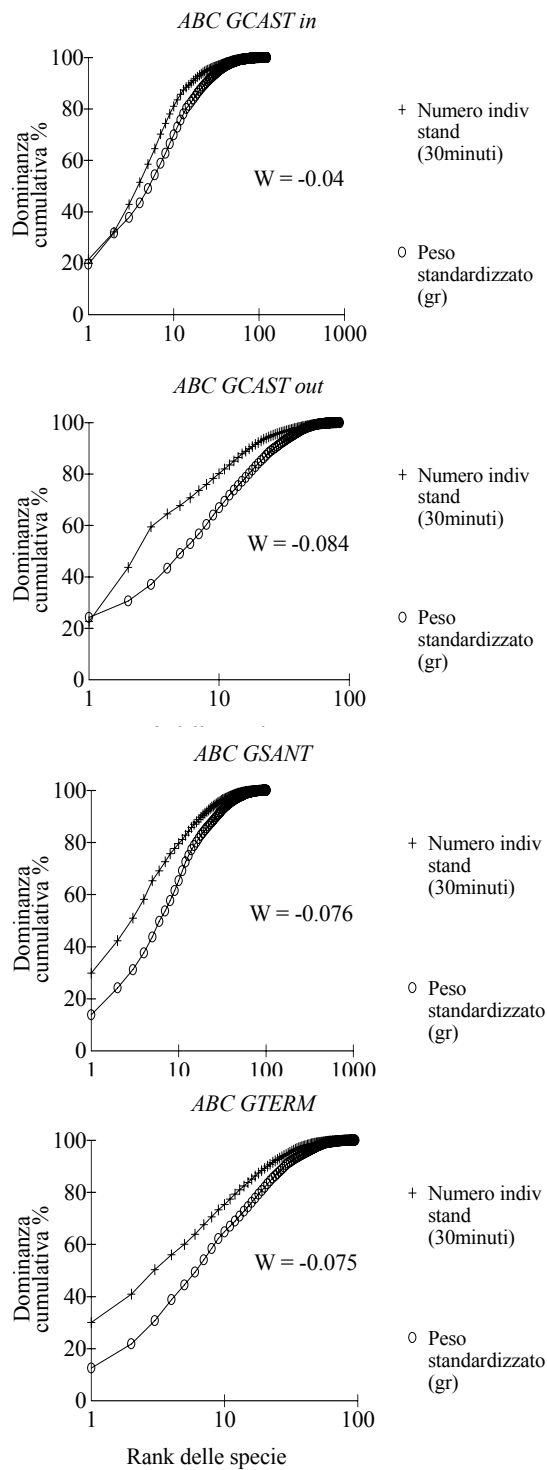
Confronto a coppie						
Interazione Loc*Str*Sta	A		B	C		
	Au, Pr	Au, Pr	Au, Pr	Au	Pr	
Località (Loc)	GCAST_in < GSANT = GTERM		n.s	GCAST_in = GSANT < GTERM	GCAST_in > GSANT = GTERM	
Strato (Str)	GCAST_in	GCAST_in	ns	GSANT	GTERM	
	Au	Pr	Au	Pr	Au	Pr
	A < B = C	A = C < B	A = B > C	A = B < C	A = B > C	
Stagione (Sta)	GCAST_in		A	GTERM		
	A, B, C		Au = Pr	B, C	A	B
	Au = Pr		Au > Pr	Au = Pr	Au < Pr	Au > Pr

*Curve di dominanza e di Abbondanza/Biomassa (ABC)* - Le curve di dominanza cumulativa di GCAST\_in e delle aree non protette dalla strascico sono riportate in figura 11. Nell'area protetta la dominanza è risultata relativamente maggiore di quella riscontrata per GSANT e per GTERM (Fig. ). Questa differenza si deve alla maggiore pendenza della curva GCAST\_in che si origina da un valore di ordinata inferiore rispetto a quelle di GSANT e GTERM che si sovrappongono. Diversa è la curva di dominanza a GCAST\_out che, nonostante abbia lo stesso valore di ordinata iniziale dell'area protetta, interseca le altre curve per poi seguire in parte l'andamento della curva di GCAST\_in.



**Figura 11 – Confronto delle curve di dominanza cumulativa nelle aree studiate. GCAST\_in, GCAST\_out, GTERM e GSANT = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Castellammare\_out, Golfo di Termini Imerese e Golfo di Sant’Agata;**

Il confronto delle curve di Abbondanza e Biomassa (ABC) mostra, in tutte le località, la curva di abbondanza sopra quella di biomassa con valori di W statistico sempre negativi. In GCAST\_in e GCAST\_out le due curve hanno stessa origine nell’ordinata e si intersecano nel tratto iniziale (Fig. 12).



**Figura 12 - Confronto delle curve di Abbondanza (Numero indiv) e Biomassa (Peso gr) nelle quattro aree di studio. GCAST\_in, GCAST\_out, GSANT e GTERM = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Castellammare\_out, Golfo di Termini Imerese e Golfo di Sant'Agata. W = statistico di Warwick.**

## Discussioni

### *Composizione specifica ed abbondanza dei popolamenti demersali*

*Confronto fra le località Protette e Non protette* - I risultati del confronto fra i popolamenti demersali dell'area protetta dallo strascico nel Golfo di Castellammare e quelli delle aree non soggette al divieto, confermano l'ipotesi di un effetto significativo della protezione sulla composizione ed abbondanza delle specie. Il pattern di ordinamento multidimensionale separa nettamente i popolamenti di GCAST\_in da quelli delle due aree non protette che però sembrano non costituire un unico raggruppamento. L'analisi statistica *a posteriori* ha infatti confermato la somiglianza dei popolamenti demersali non protetti nello strato A ma ha anche evidenziato differenze fra GSANT e GTERM negli strati B e C. Infatti, alle differenze fra le località contribuisce anche la diversità fra i popolamenti degli strati batimetrici che è risultata significativa sia nell'area protetta sia in quelle non protette dalla pesca a strascico. In queste ultime località l'effetto stagionale sui popolamenti è stato più evidente rispetto a GCAST\_in dove, solo nello strato B, sono risultate differenze significative fra la primavera e l'autunno.

Diversi studi hanno evidenziato la molteplicità dei fattori ambientali, biologici ed antropici che potrebbero influenzare la struttura dei popolamenti demersali (Piet e Rijnsdorp, 1998; Rogers et al., 1999; D'Onghia et al., 2003). La diversa intensità di pesca, la presenza di un'ampia zona non strascicabile con detritico costiero ed affioramenti rocciosi (Cavaliere et al. 1988; Greco et al. 1993) potrebbero essere alcuni dei principali fattori determinanti le differenze osservate fra GSANT e GTERM. Ben note sono invece le differenze fra i popolamenti demersali al variare della profondità. Esse sono state attribuite principalmente alle caratteristiche geomorfologiche e biocenotiche ed all'ecologia delle specie (spostamenti ontogenetici, esigenze riproduttive ed alimentari, ecc..) (Colloca et al., 2003; D'Onghia et al. 2003,). I risultati dell'effetto della protezione sulla struttura dei popolamenti demersali scaturiti da questo studio concordano con quelli riscontrati nei pochi lavori pubblicati per il Mediterraneo (Claudet et al., 2005; Fraschetti et al., 2002; Gristina et al., 2006; D'Onghia et al., 2003).

*Valutazione dell'effetto spillover e confronto GCAST\_in vs. GCAST\_out* - Uno degli effetti previsti dall'istituzione delle Aree Marine protette (AMP) è quello di esportare

i benefici ottenuti all'interno dell'AMP alle aree limitrofe (Murawski et al., 2004). Questo effetto, chiamato "spillover", non è stato ancora ben documentato specialmente per i fondi mobili (Sweeting e Polunin 2005). I risultati del confronto dei popolamenti demersali di GCAST\_out (zona limitrofa all'area protetta) con le altre aree protette e non protette lasciano intravedere un effetto spillover. Nell'ordinamento multidimensionale i campioni di GCAST\_out sono mescolati in piccola parte a quelli dell'area protetta ed in gran parte a quelli delle aree strascicabili. Tuttavia i popolamenti di GCAST\_out sono significativamente diversi da quelli di tutte le altre aree che risultano, anch'esse diverse fra loro. I risultati dell'analisi sul confronto GCAST\_in vs. GCAST\_out confermano ulteriormente la diversità fra i due popolamenti (Tab. 5). Le caratteristiche dei popolamenti di GCAST\_out sopra descritte potrebbero non essere sufficienti per ipotizzare la presenza di un effetto "spillover" in questa zona. La valutazione dello spillover in relazione alle AMP presenta problemi di campionamento ed interpretazione dei dati (Willis et al., 2003). Inoltre altri fattori possono determinare confusione nell'ipotesi da testare. Fra questi la replicazione dei campioni, l'eterogeneità spaziale dei dati all'interno e attorno le aree protette, l'eterogeneità della distribuzione dello sforzo di pesca e gli spostamenti degli animali verso i limiti della riserva, spostamenti che potrebbero essere guidati da altri fattori densità indipendente (Murawski et al., 2004). Nel nostro caso l'effetto spillover potrebbe non essere così evidente a causa del basso numero di repliche e dell'intenso sforzo di pesca concentratosi in quella zona a seguito al divieto di pesca a strascico all'interno del golfo (GCAST\_in) (Whithmarsh et al., 2003).

*Variabilità stagionale in GCAST\_in e confronto con GCAST\_out* - Il pattern di ordinamento dell'nMDS non ha mostrato un raggruppamento stagionale dei campioni di GCAST\_in (Fig. 4). Il debole effetto stagionale sui popolamenti demersali trova conferma nel confronto statistico fra le stagioni che è risultato significativo solo nello strato B. L'assenza di una stagionalità nei popolamenti più costieri dello strato A può apparire strano in quanto proprio in questo tratto di costa, nel periodo estivo-autunnale, si trovano le aree di nursery di alcune specie particolarmente abbondanti come la triglia di fango, la mormora ed alcuni pagelli (D'Anna e Badalamenti, 1995). Inoltre, nello strato A, la stagionalità dovrebbe essere ancora più evidente a causa di spostamenti compiuti da alcune specie ittiche costiere verso acque più profonde in relazione al raffreddamento delle acque costiere in inverno ed in primavera. Una

possibile spiegazioni potrebbero essere la consistente e costante presenza, durante tutto l'anno nello strato A, di giovanili di triglia di fango che da sola costituisce più del 20% in numero dell'intero popolamento demersale di GCAST\_in (Pipitone et al., 2000). Anche lo sforzo di pesca da attività commerciali e ricreative, maggiormente intenso nel periodo estivo-autunnale, potrebbe contribuire ad attenuare l'effetto della stagionalità nei popolamenti demersali dello strato A.

Il confronto GCAST\_in vs. GCAST\_out ha confermato la diversità dei popolamenti demersali fra l'area protetta e la zona limitrofa e che la più alta variabilità stagionale dei popolamenti si verifica nello strato B corrispondente allo strato batimetrico compreso fra 51 e 100m. Questo strato è caratterizzato da una varietà di fondali caratterizzati da un susseguirsi di biocenosi quali quelle dei detritici costieri, dei detritici infangati, dei fanghi terrigeni costieri e dei fondali detritici del largo (D'Anna e Badalamenti, 1995). La diversa natura dei substrati fa sì che lo strato B sia sede, in alcuni periodi dell'anno, di aree di riproduzione di alcune specie particolarmente abbondanti come quelle appartenenti al genere *Spicara* (D'Anna e Badalamenti, 1996).

### ***Diversità dei popolamenti demersali***

I risultati della PERANOVA sugli indici della struttura dei popolamenti demersali hanno mostrato differenze fra l'area protetta (GCAST\_in) e le aree non protette dallo strascico (GSANT e GTERM) per il numero di specie (S), l'abbondanza in numero (N) e per l'equitabilità di Pielou (J'). L'indice di diversità di Shannon-Wiener (H') ed i numeri di Hill N1 e N2 non sono risultati significativamente differenti fra le località. Alla luce dei risultati conseguiti viene confermata l'ipotesi di un aumento dei valori di S e di N nei popolamenti protetti ma non dei valori degli indici di diversità. Diversi autori hanno già evidenziato la scarsa sensibilità di H' a percepire i cambiamenti dovuti alla pesca nella struttura dei popolamenti demersali (Bianchi et al., 2000; D'Onghia et al., 2003). Questi autori hanno riscontrato valori contrastanti di H' fra aree sfruttate e non dalla pesca e suggerito l'utilizzo di altri indici meno dipendenti dalla relazione specie e distribuzione degli individui fra le specie. Nonostante gli indici N1 e N2 di Hill siano ritenuti meno sensitive alle specie dominanti e allo sforzo di campionamento rispetto ad H', non hanno mostrato differenze significative fra le

località. Questo risultato indica una notevole differenza di N fra GCAST\_in (di circa 6 volte, fig. 9) e i golfi non protetti ma non dei valori di S.

*La ricchezza specifica* – Il numero di specie nell'area protetta è significativamente più alto ma la differenza con le aree di controllo è mediamente di 3 specie (Fig. 8). L'assenza di differenze significative di S tra fra CSANT e GTREM rafforza l'ipotesi di un effetto protezione sulla ricchezza specifica. Si tratta di un risultato difficilmente riscontrato in altri lavori sulla valutazione dell'effetto protezione sulla fauna ittica (Blanchard et al., 2004). Questi ultimi autori sostengono che la ricchezza specifica possa essere influenzata da errori nell'identificazione e/o variazioni tassonomiche (sistematiche) delle specie nel tempo, dall'ampiezza del campione e dall'età dell'area protetta. In questo studio il campionamento dei popolamenti demersali è stato effettuato nell'arco di un anno, con un numero di repliche per stagione simile per golfo (26 in GCAST\_in e 30 in GSANT e GTERM) ed identificati dallo stesso staff di esperti. Il divieto di pesca a strascico è attivo in GCAST\_in da oltre 15 anni, un tempo che potrebbe ritenersi sufficientemente lungo per percepire cambiamenti strutturali significativi del popolamento come l'aumento del numero di specie. Per quanto concerne la variazione di S in relazione alla profondità ed alle stagioni i valori di S più elevati corrispondono agli strati più profondi in entrambi le stagioni.

*Abbondanza in numero* - Come già riportato sopra l'effetto protezione potrebbe essere responsabile di un notevole aumento del numero di individui (N) rispetto alle aree non protette (Fig. 9). Infatti i valori di N sono risultati significativamente più elevati (più di 6 volte) a GCAST\_in rispetto alle aree non protette che non differiscono fra loro. E' un risultato difficilmente riscontrabile nella letteratura sulla valutazione degli effetti della protezione sulla fauna ittica e assume maggiore importanza, e particolare significato gestionale, se si tiene conto che GCAST\_in non è una "no take zone" in quanto tutte le altre attività di pesca sono consentite (Pipitone et al., 2000). Le differenze di N sono risultate significative anche nell'interazione Strato\*Stagione. (Fig. 9 e Tab. 7) che ha evidenziato valori più elevate di N negli strati più profondi (B e C) in entrambi le stagioni. Il confronto fra le stagioni ha registrato valori di N più elevati in primavera nello strato A ed in autunno negli strati B e C (Tab.7 , Fig. 9). Anche per N valgono le stesse considerazioni sull'influenza della profondità e della stagionalità fatte per la struttura popolamento demersale.



*Equitabilità* - L'indice di Pielou ( $J'$ ) ha mostrato differenze nell'interazione Località\*Strato\*Stagione (Tab. 8) con valori significativamente più alti nelle località non protette rispetto a GCAST. Questo risultato conferma quanto già osservato da altri autori e cioè una maggiore equitabilità nelle aree intensamente sfruttate dalla pesca (Boer and Prins, 2002). L'azione poco selettiva della pesca a strascico, specialmente se effettuata con maglia al sacco piccola (40mm) (Pipitone et al. 2000; Greco et al. 1993), tende ad appiattire la dominanza relativa delle specie con un effetto livellatore tale da rendere, paradossalmente, il popolamento demersali fortemente sfruttato più stabile (strutturati) rispetto a quelli protetti. Tuttavia il confronto nei singoli strati non ha evidenziato alcuna differenza di  $J'$  fra le località nello strato B. Le variazioni stagionali e batimetriche osservate indicano l'elevata sensibilità di questo indice che ha mostrato, in alcuni casi, una maggiore somiglianza fra GCAST\_in e GSANT rispetto a GTERM che, nelle analisi precedenti, ha mostrato i più bassi valori di N ed S determinanti nel calcolo di  $J'$ .

*Curve di dominanza e Abbondanza/Biomassa (ABC)* – Il confronto delle curve di dominanza conferma la netta dominanza di GCAST\_in rispetto alle aree non protette dallo strascico. La curva ha una pendenza nettamente più elevata rispetto a quelle di GSANT e GTERM che tendono invece a sovrapporsi suggerendo una dominanza simile fra le due aree. Il particolare andamento della curva in GCAST\_out sembra indicare un valore di dominanza inizialmente simile a GCAST\_in ma che si differenzia dalle altre con il crescere del valore del rank delle specie. Dopo un'impennata iniziale, che porta la curva ad intersecare e superare per un tratto le altre, l'andamento della curva segue quello delle altre località. Il diverso comportamento della dominanza nella zona limitrofa all'area protetta potrebbe essere interpretata come una conseguenza della vicinanza con l'area protetta.

La negatività dei valori di W statistico, risultato dal confronto delle curve in ciascuna località, denota una oscillazione dello stato dei popolamenti demersali da moderatamente a pesantemente sfruttati (o disturbati) (Jouffre and Cheikh, 2005).

I valori meno negativi (più vicini allo zero) sono risultati in GCAST\_in mentre i più negativi nelle altre località evidenziando un differente comportamento delle curve fra l'area protetta e quelle non protette. Inoltre l'andamento di ABC nell'area protetta evidenzia una intersezione fra la curva di abbondanza e quella della biomassa. In relazione allo stato delle risorse di pesca, questo pattern indicherebbe uno

sfruttamento moderato dei popolamenti demersali nell'area protetta dallo strascico (Yemane, et al., 2005; Jouffre and Cheikh, 2005). Decisamente diverso è il pattern di GSANT e GTERM dove le due curve hanno un'origine in ordinata nettamente separata e non si intersecano mai. Quest'ultimo modello è stato interpretato come indicatore di un pesante sfruttamento delle risorse di pesca o di una situazione fortemente disturbata (Yemane, et al., 2005; Blanchard et al., 2004).

Particolare è la situazione di GCAST\_out dove il pattern somiglia nella parte iniziale a quello di GCAST\_in ma con un valore di W statistico più simile a quello delle altre due aree non protette dallo strascico. Tenuto conto che GCAST\_out è una zona limitrofa all'area protetta, il pattern dell'ABC, con caratteristiche intermedie tra quello dell'area protetta e delle aree pesantemente sfruttate, potrebbe suggerire un effetto spillover in questa zona. Questo risultato, se confermato, supporterebbe ulteriormente l'uso delle curve abbondanza/biomassa quali indicatori efficienti di uno stato di sfruttamento delle risorse di pesca demersali.

## **Bibliografia**

- Anderson M.J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, **26**: 32-46.
- Bianchi G., Gislason, H., Graham K., Hill L., Jin X., Koranteng K., Manickchand-Heileman, S., Paya, I., Sainsbury, K., Sanchez, F., Zwanenburg, K. (2000) Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, **57**: 558-571.
- Blanchard F., LeLoc'h F., Hily C., Boucher J. (2004) Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France. *Marine Ecology Progress Series*, **280**: 249-260.
- De Boer, W.F. and Prins, H.H.T. (2002) The community structure of a tropical intertidal mudflat under human exploitation. *ICES Journal of Marine Science*, **59**: 1237-1247.
- Cavaliere A, Greco S, Perdichizzi F, Azzaro F, Arena G (1988) Valutazione delle risorse demersali: primi risultati di due campagne di pesca (anno 1985) condotte nell'area compresa fra Capo Calava e Capo Gallo (Sicilia):. *Atti Seminari Pesca e Acquacoltura. Pubbl. Min. Mar. Mercantile - C.N.R.*, III, 1337-1367. C.N.R.

- Clarke K.R., Gorley, R.N. (2006) PRIMER v6: User manual/tutorial, *PRIMER-E, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth UK*, pp. 192.
- Clarke K. R. (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Clarke, K. R. and R. M. Warwick (1994) Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. *Plymouth, Plymouth Marine Laboratory*.
- Claudet J, D. P, Jouvenel J-Y, Bachet F, Galzin R (in press) Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: identifying community-based indicators. *Biological Conservation*
- D'Anna G., Badalamenti F., Pipitone C., Patti D., Cuttitta A, Lipari R., (1994) Structure of the populations and assessment of the biomass of the coastal demersal resources in the Golfo di Castellammare. *MED 92/011. Commissione delle Comunità Europee (DG XIV)*. 60 pp. + 233 Figg. + 52 Tabb. Annex 6 pp.
- D'Anna G., Badalamenti F., Pepe P. & Cuttitta A., (1995)- Evaluation of the direct impact of trawl fishing on the substratum and on benthos in the reproductive areas of *Spicara smaris*. *MED 93/008. Commissione delle Comunità Europee (DG XIV)*. 31 pp. + 25 Figg. + 13Tabb. + Annex 14 pp.
- D'Onghia G, Mastrototaro F, Matarrese A, Politou C-Y, Mytilineou C (2003) Biodiversity of the upper slope demersal community in the Eastern Mediterranean. preliminary comparison between two areas with and without trawl fishing. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 31: 263-273
- Fraschetti S, Terlizzi A, Micheli F, Benedetti-Cecchi L, Boero F (2002) Marine protected areas in the Mediterranean Sea: objectives, effectiveness and monitoring. *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol.* 23: 190-200
- Fulton EA, Smith ADM, Punt AE (2005) Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing? *ICES J. mar. Sci.* 62: 540-551
- Gaertner J-C, Bertrand JA, Gil de Sola L, Durbec JP, Ferrandis E, Souplet A (2005) Large spatial scale variation of demersal fish assemblage structure on the continental shelf of the NW Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 297: 245-257
- Gislason H., Sinclair M., Sainsbury K., O'Boyle R., (2000) Symposium overview:

- incorporating ecosystem objectives within fishes management. *ICES Journal of Marine Science*, **57**: 468-475
- Graham NAJ, Dulvy NK, S. J, Polunin NVC (2005) Size-spectra as indicators of the effects of fishing on coral reef fish assemblages. *Coral Reefs* 24: 118-124.
- Greenstreet SPR, Spence FE, McMillan J (1999) Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. V. Changes in structure of the North Sea groundfish species assemblages between 1925 and 1996. *Fish. Res.* 40: 153-183.
- Gristina M., Bahri T., Fiorentino F., Garofalo G. (2006) Comparison of demersal fish assemblages in three areas of the Strait of Sicily under different trawling pressure. *Fisheries Research* 81: 60-71
- Hill M. O. (1973) Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology* **54**(2): 427-432.
- Jennings S., Dulvy, N.K. (2005) Reference points and reference directions for size-based indicators of community structure. *ICES Journal of Marine Science*, **62**: 397-404.
- Jennings S, Kaiser MJ (1998) The effects of fishing on marine ecosystems *Advances in Marine Biology. Academic Press Ltd, London*, pp 201-352
- Jennings S., Greenstreet S.P.R., Reynolds J.D. (1999) Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology*, **68**: 617-627.
- Jouffre, D. and C. A. Inejih (2005) Assessing the impact of fisheries on demersal fish assemblages of the Mauritanian continental shelf, 1987-1999, using dominance curves. *ICES Journal of Marine Science* **62**: 380-383.
- Macpherson E, Gordo A, Garcia-Rubies A (2002) Biomass size spectra in littoral fishes in protected and unprotected areas in the NW Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **55**: 777-788
- Murawski S, Rago P, Fogarty M (2004) Spillover effects from temperate marine protected areas. *Am. Fish. Soc. Symp.* **42**: 167-184
- Nicholson M. D., Jennings S. (2004) Testing candidate indicators to support ecosystem-based management: the power of monitoring surveys to detect temporal trends in fish community metrics *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 2004 **61**(1):35-42

- Piet G. J. and A. D. Rijnsdorp (1998) Changes in the demersal fish assemblage in the south-eastern North Sea following the establishment of a protected area (plaice box)." *ICES Journal of Marine Science* **55**: 420-429.
- Pipitone C, Badalamenti F, D'Anna G, Patti B (2000) Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fisheries Research* **48**: 23-30
- Rice J, Gislason H. (1996) Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES Journal of Marine Science* **53**: 1214-1225
- Rice J. C. (2000) Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. *ICES Journal of Marine Science* **57**: 682-688.
- Rijnsdorp A.D., van Leeuwen, Daan N., Heessen H.(1996) Changes in abundance of demersal fish species in the south-eastern North Sea between 1906-1909 and 1990-1995. Proceeding of the Symposium: Changes in the North Sea ecosystem and their causes. Aarhus 1975 revisited. *ICES Journal of Marine Science* **53**: 1054-1062
- Rogers SI, Maxwell D, Rijnsdorp AD, Damm U, Vanhee W (1999) Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. IV. Can comparison of species diversity be used to assess human impacts on demersal fish faunas? *Fish. Res.* **40**: 135-152
- Shin YJ, Rochet M-J, Jennings S, Field JG, Gislason H (2005) Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES J. mar. Sci.* **62**: 384-396.
- Sweeting CJ, Polunin NVC (2005). Marine Protected Areas for management of temperate North Atlantic fisheries: Lessons learned in MPA use for sustainable fisheries exploitation and stock recovery. University of Newcastle, Newcastle
- Willis TJ, Millar RB, Babcock RC (2003) Protection of exploited fish in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine Reserves. *Journal of Applied Ecology* **40**: 214-227
- Whitmarsh D, Pipitone C, Badalamenti F, D'Anna G (2003) The economic sustainability of artisanal fisheries: the case of the trawl ban in the Gulf of Castellammare, NW Sicily. *Mar. Pol.* **27**: 489-497.

Yemane D., Field J.G, Leslie R. W. (2005) Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves – ICES Journal of Marine Science, 62: 374-379.

## **8 - INFLUENZA DEL DIVIETO DI PESCA A STRASCICO SUGLI SPETTRI DI TAGLIA DI ABBONDANZA E BIOMASSA DELLA COMUNITÀ DEMERSALE**

### **Introduzione**

#### ***Impatto della pesca***

Lo sfruttamento delle risorse di pesca è molto diffuso ed ha numerose conseguenze per gli ecosistemi marini tra le quali la riduzione della biomassa ittica (Jennings and Blanchard 2004), delle dimensioni degli individui e della diversità specifica (Greenstreet and Hall 1996; Bianchi et al. 2000) e il disturbo fisico degli habitat (Jennings and Kaiser 1998). La pesca può indirettamente determinare cambiamenti nel livello trofico medio dei pesci (Pauly et al. 1998) o alterare le fonti di produzione (Kaiser and Spencer 1994).

Riconoscendo il carattere spesso pervasivo delle attività di pesca negli ecosistemi marini, le scienze della pesca si stanno spostando dall'approccio tradizionale dello studio della biologia di singole specie verso un approccio ecosistemico per la gestione della pesca che (a) tenga conto dell'impatto della pesca sulle differenti componenti dell'ecosistema e (b) riconosca che le specie non sono sfruttate ciascuna in maniera isolata dalle altre (Jennings 2004).

Nel Mediterraneo è possibile osservare molti dei principali impatti da pesca che a livello globale si registrano sull'ecosistema marino (Tudela 2004). La grande variabilità dell'impatto della pesca è attribuibile ad una intensa attività che per sfruttare l'elevata diversità di specie e habitat, utilizza numerosi attrezzi da pesca e le loro svariate modalità d'uso (Tudela 2004). Sebbene esistano molteplici tipologie di pesca, le flotte dedite allo strascico dominano sia in termini di catture che di guadagno. L'elevata diversità delle specie catturate ed il fatto che in molti paesi del Mediterraneo anche pesci di piccole dimensioni abbiano valore commerciale si traduce nell'utilizzo di reti con maglie di piccole dimensioni per la pesca a strascico (40mm in Italia) (Pipitone et al. 2000b; Machias et al. 2004). La pesca nel Mediterraneo è dunque caratterizzata da catture multispecifiche con un'elevata proporzione di giovanili ed una grande quantità di catture accidentali e/o di scarto, che a volte viola le leggi vigenti sulla taglia minima delle specie sbarcate (Machias et al. 2004; Tudela 2004). La pesca a strascico ha dunque un impatto importante sulle comunità demersali del Mediterraneo.

### ***Indicatori dell'impatto della pesca sugli ecosistemi marini***

Si è dimostrato difficile trovare metriche robuste per validare gli effetti della pesca a livello di ecosistema (Rice 2000; Rochet e Trenkel 2003; Trenkel e Rochet 2003). Tra le misure disponibili, le più promettenti sembrano essere gli indicatori basati sulla taglia (ad esempio gli spettri di taglia o *size spectra*), in quanto le dimensioni del corpo rappresentano un fattore determinante e significativo per l'ecologia delle specie ittiche. La taglia inoltre influenza il ciclo vitale delle specie, la dinamica di popolazione (Charnov 1993) e la vulnerabilità alla pesca (Bianchi et al. 2000). Taglia ed abbondanza degli individui sono correlate inversamente a causa del modo in cui viene utilizzata l'energia e dell'efficienza del trasferimento dell'energia tra organismi di taglia diversa.

La pesca può modificare direttamente la composizione di taglia delle comunità sfruttate attraverso una sproporzionata mortalità degli individui o specie di maggiori dimensioni. Inoltre, si pensa che la pesca possa indirettamente determinare l'aumento dell'abbondanza di piccole preda (*prey release*) attraverso una diminuzione dei grossi predatori (Shin et al. 2005). Ne consegue che quando la mortalità da pesca aumenta nello spazio o nel tempo, la dimensione media degli individui nella comunità e l'abbondanza relativa degli individui di grandi dimensioni diminuiscono e si altera la composizione in specie. Questi cambiamenti dovrebbero riflettersi nello spettro di taglia della comunità.

### ***Spettri di taglia***

L'utilizzo di indicatori d'impatto basati sulla taglia degli organismi, come ad esempio gli spettri di taglia, è cresciuto enormemente fino a diventare uno strumento complementare per la gestione della pesca (Trenkel e Rochet 2003). Tale crescita è stata facilitata dall'ampia disponibilità di dati su taglie ed abbondanza delle specie provenienti dalle campagne (*trawl surveys*) di monitoraggio e valutazione degli stock demersali (Rochet e Trenkel 2003).

Esistono due tipi di spettri di taglia, quelli di abbondanza e quelli di biomassa. Gli spettri di taglia di abbondanza mostrano l'abbondanza/frequenza degli individui in funzione delle classi di taglia (Dulvy et al. 2004; Graham et al. 2005; Xu e Jin 2005) mentre gli spettri di taglia di biomassa mostrano la biomassa ripartita per classi di taglia (Jung e Houde 2005; Stobberup et al. 2005). Le relazioni sono generalmente log



lineari e le analisi sugli spettri di taglia sono basate sulla pendenza e l'intercetta di queste relazioni.

Per studiare gli spettri di taglia si può fare ricorso a semplici regressioni lineari, a patto che le stime effettuate di pendenza ed intercetta non siano tra loro correlate in maniera spuria (Rochet e Trenkel 2003). Tale evenienza può essere evitata centrando sul punto medio (*midpoint*) la variabile indipendente (Dulvy et al. 2004; Graham et al. 2005). L'altezza del *midpoint* fornisce in questo caso una misura di produttività.

Per studiare l'impatto della pesca con gli spettri di taglia vengono utilizzate le variazioni spaziali o temporali della mortalità da pesca, riportando i valori di pendenza e *midpoint* contro l'intensità di pesca. L'assunzione che viene fatta è che gli spettri di taglia mostrano pendenze sempre più negative (cioè valori minori e rette più ripide) e *midpoint* decrescenti (quantità di pesce) all'aumentare dello sfruttamento di pesca. Questo perché l'abbondanza dei pesci diminuisce sproporzionatamente per gli individui di grande taglia mentre le classi di taglia inferiori possono aumentare in numero a causa del fenomeno del *prey release*.

Se le analisi degli spettri di taglia sono intuitivamente semplici, non mancano i punti deboli. Poiché gli attrezzi da pesca sono altamente selettivi, gli spettri di taglia osservati e quelli reali possono essere differenti. I piccoli pesci pelagici e gli invertebrati spesso dominano nelle classi di taglia più piccole, ma sono scarsamente campionati da alcuni attrezzi da pesca mentre gli individui di grande taglia spesso sfuggono alla cattura (Jennings e Dulvy 2005). Esistono poche misure di catturabilità sia per le specie non commerciali che per certi attrezzi da pesca (Jennings e Dulvy 2005) e dunque effettuare correzioni è difficile. I parametri di pendenza e altezza del *midpoint* dunque variano a secondo del tipo di attrezzo e possono essere applicati laddove gli attrezzi usati campionano in modo efficace la comunità (Jennings e Dulvy 2005).

Poiché gli attrezzi differiscono nell'efficienza di campionamento e poiché le componenti di taglia grandi e piccole della comunità rispondono in maniera differente alla pesca, l'intervallo di taglia utilizzato influenza l'importanza e la variazione dei risultati dell'analisi degli spettri di taglia (Jennings e Dulvy 2005).

Non esiste un intervallo di taglia ottimale (Jennings e Dulvy 2005) poiché l'intervallo di taglia che fornisce il maggior potere per identificare gli effetti della pesca cambia con l'impatto della pesca stessa. All'inizio dell'analisi occorre includere

anche i pesci di grandi dimensioni osservati nella località impattata, tuttavia, nei casi in cui i pesci di grandi dimensioni sono stati pescati fino a ridurre notevolmente la quantità, la loro sporadica cattura può determinare variazioni nella pendenza e nell'altezza del *midpoint* tali da aumentare il “rumore” e da ridurre il potere statistico dell'analisi nel trovare differenze. In questi casi gli effetti della pesca sono meglio individuati nelle classi di taglia più piccole, dopo avere escluso proprio le classi di taglia più grandi dall'analisi (Jennings e Dulvy 2005). Ulteriori aumenti della mortalità portano a strutture di taglia della comunità più sensibili agli eventi di reclutamento con una conseguente maggiore variabilità ed una minore potenza statistica nell'evidenziare gli effetti della pesca quando si confrontano aree a diverso sfruttamento (Jennings e Dulvy 2005).

Se le misure di protezione sono state adottate da pochi anni (meno di 5 anni), allora le metriche basate sulla taglia sono poco appropriate per individuare gli effetti della gestione delle attività pesca. In questo caso le risposte alle diverse azioni gestionali non possono essere distinte (Jennings e Dulvy 2005).

A causa delle differenze riguardanti il disegno sperimentale (uso di diversi attrezzi da pesca, inclusione di differenti gruppi animali, variabili misurate ecc.), i dati sull'altezza e la pendenza degli spettri di taglia raccolti in studi differenti sono raramente confrontabili tra di loro. Fino ad oggi, non esistono risultati tali da suggerire che una altezza o una pendenza specifica degli spettri di taglia rappresentino uno specifico stato dell'ecosistema. Dunque, discutere degli spettri di taglia in termini assoluti è privo di significato, e la discussione deve focalizzarsi verso tendenze o cambiamenti degli spettri (Jennings e Dulvy 2005).

### ***Mitigare l'impatto della pesca***

Aree totalmente o parzialmente chiuse alla pesca possono mitigare molti degli effetti diretti e indiretti dello sfruttamento (Collie et al. 2000; Pipitone et al. 2000a; Schratzberger e Jennings 2002). Queste aree protette si sono dimostrate utili per far comprendere quali sono gli effetti della pesca a livello dell'ecosistema e come avviene il recupero dello stesso dalla pesca intensiva (Murawski et al. 2000; Badalamenti et al. 2002). La maggior parte delle aree marine protette è tuttavia troppo piccola per poter permettere di stabilire, su una scala appropriata, quale sia l'impatto della pesca a strascico commerciale sulla composizione di taglia delle comunità associate. Un simile lavoro è tuttavia necessario per comprendere da una parte quale

è l'impatto della pesca a strascico sull'ecosistema e, dall'altra, se le aree marine protette possono rappresentare un valido strumento di gestione per il ripristino degli ecosistemi o per la gestione della pesca.

Il presente studio prende in esame gli effetti dello strascico e della protezione sugli spettri di taglia di biomassa e abbondanza di specie marine demersali, attraverso il confronto tra i Golfi di Castellammare (GCAST), Termini Imerese (GTERM) e Sant'Agata (GSANT) (Sicilia settentrionale, Fig 1.), utilizzando la presenza/assenza di pesca a strascico nelle aree di studio.

## **Materiali e metodi**

### ***Area di studio***

GCAST, GTERM e GSANT ricadono lungo la costa della Sicilia settentrionale, a distanze comprese tra 5 km (GTERM-GSANT) e 200 km (GCAST-GSANT) (Fig. 1). A partire dal 1990 GCAST è stato sottoposto al divieto di pesca a strascico in un'area di 200 km<sup>2</sup> che include l'intera piattaforma continentale (Pipitone et al. 2000a). All'interno dell'area protetta (GCAST\_in) sono consentite solo la piccola pesca e la pesca da diporto. La porzione orientale del Golfo (GCAST\_out) rimane aperta alla pesca a strascico (Fig. 1). In GCAST vi sono circa 100 imbarcazioni della piccola pesca che utilizzano principalmente attrezzi selettivi (soprattutto reti da posta). Il numero delle barche da diporto nel Golfo è superiore a quello delle barche da pesca con un rapporto di 14:1 nel periodo estivo (Whitmarsh et al. 2001). Sia l'attività di pesca professionale che quella diportistica vengono praticate sull'intera piattaforma continentale del Golfo con attrezzi generalmente selettivi (reti da posta, palangresi, nasse, etc.).

Sia GTERM che GSANT sono l'area di azione di una flotta dedicata alla pesca a strascico, composta principalmente dalle imbarcazioni della marineria di Porticello (Cavaliere et al. 1988; Greco et al. 1993), e l'unica regolamentazione è il divieto di pesca a strascico in acque meno profonde di 50 m, che viene applicato a tutte le coste italiane. Sia la pesca artigianale che quella da diporto sono presenti nei due Golfi, che risultano entrambi sovrasfruttati dalla pesca (Greco 1994).

Tutti e tre i Golfi sono caratterizzati da un'ampia costa centrale sabbiosa con scogliere a falesia sui bordi esterni. Il fondo marino è principalmente mobile (sabbioso/fangoso) con eccezione (i) delle aree poste al di sotto delle falesie, dove si ritrovano massi di crollo e (ii) nella parte centrale di GTERM e GSANT dove si

ritrovano fondali detritici non strascicabili. Il campionamento è stato effettuato esclusivamente su fondi mobili strascicabili.

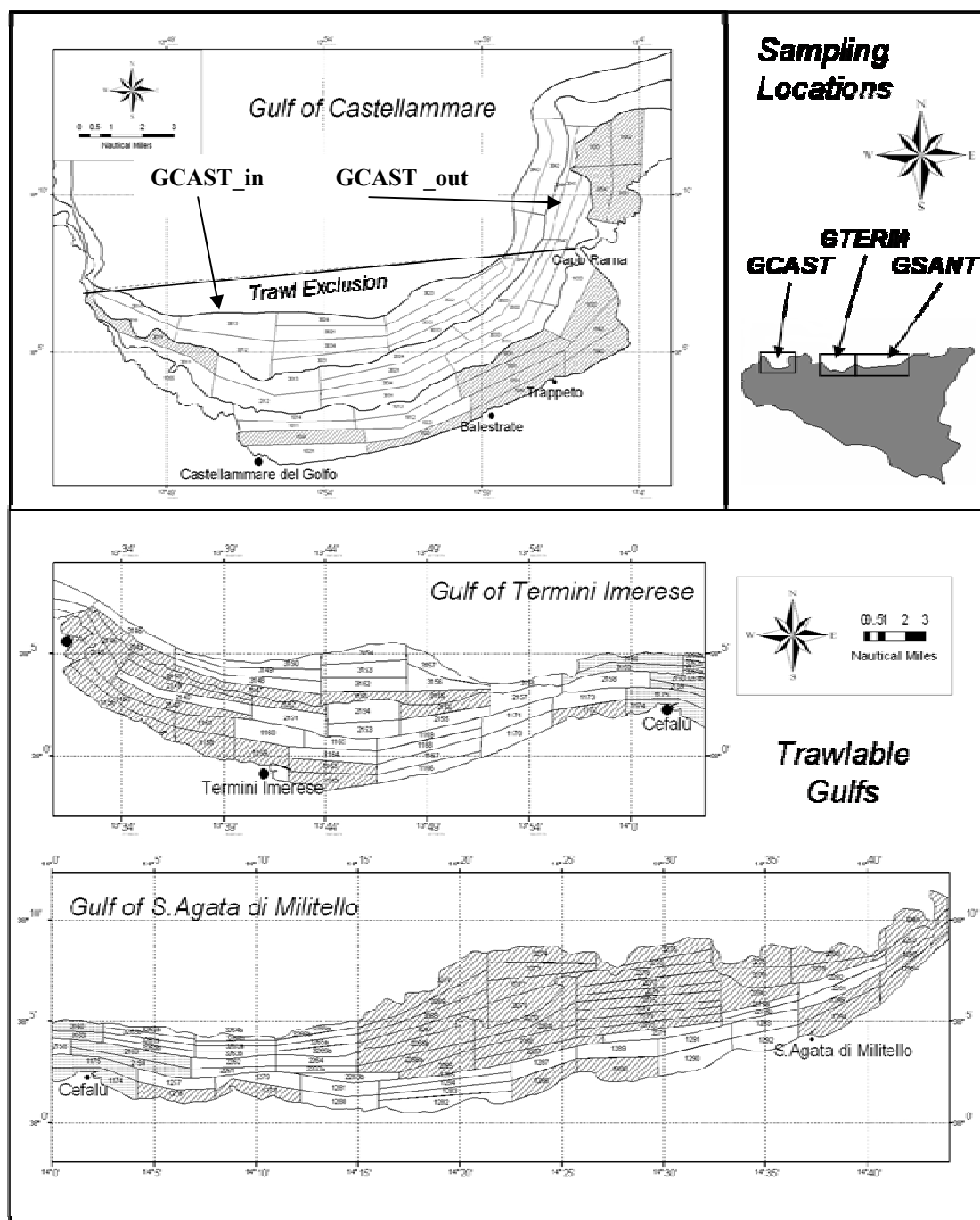


Figura 1. Mappa di ciascuno dei tre golfi con indicati: gli strati batimetrici (0-50 m, 51-100 m e 101-200 m), le unità statistiche elementari associate (ESU) per il subcampionamento e l'area vietata alla pesca a strascico nel Golfo di Castellammare. Gli ESU fisicamente non strascicabili sono tratteggiati.

### *Campionamento della comunità strascicabile*

La comunità demersale è stata campionata utilizzando una rete a strascico di fondo trainata da un peschereccio commerciale della marineria di Castellammare, il

M/P “Giaguaro”. Per ulteriori dettagli sulle procedure di campionamento, processamento degli organismi pescati e archiviazione dei dati rilevati si rimanda al capitolo 5.

Al fine di ottenere gli spettri di taglia di tutta la comunità demersale, sono stati pesati fino ad un massimo di 3000 individui per specie con precisione di 0.1g. Superata questa soglia è stata misurata solo la lunghezza ed il peso è stato ricavato dalle relazione taglia peso ottenute da precedenti campioni. La cattura è stata standardizzata a 60 minuti di pesca a strascico e successivamente tutti gli individui sono stati assegnati a classi di peso  $\log_2$  (grammi) comprese tra -2 (<0.5g) e 11 (>2048g) senza tenere conto delle differenze tassonomiche. Gli individui sono stati separati utilizzando il peso in quanto la diversa morfologia dei taxa esaminati rendeva le misure di lunghezza inadeguate.

### ***Analisi dei dati***

L’assunzione che viene fatta è che gli spettri di taglia mostrano pendenze sempre più negative e *midpoint* decrescenti (quantità di pesce) all’aumentare dello sfruttamento di pesca.

Le analisi dei dati riguardanti gli spettri di taglia sono applicabili solo per l’intervallo di taglie che l’attrezzo da pesca riesce effettivamente a campionare nella comunità (Jennings e Dulvy 2005). La selettività dell’attrezzo utilizzato era sconosciuta e dunque tale intervallo di taglie è stato determinato con una analisi-pilota condotta utilizzando i dati del trawl XIII. Tale analisi ha portato a includere tutte le classi di peso uguali o superiori a quella che ha mostrato la massima abbondanza nella maggior parte degli spettri di taglia ( $\geq$  classe di peso 3, cioè  $\geq$  8g). Questo taglio (*cut-off point*) è basato sulla previsione teorica che numero e biomassa di individui di una certa taglia sono correlati in maniera inversa, particolarmente negli ecosistemi marini strutturati in base alle taglie (*size structured*) (Jennings et al. 2001). Il fatto che questa previsione non sia risultata reale al di sotto della classe di taglia 3 è una diretta dimostrazione dell’inefficienza dell’attrezzo usato per il campionamento. E’ verosimile che l’efficienza dell’attrezzo per la classe di taglia 3 non sia il 100%, tuttavia in assenza di dati che possano affermare il contrario è stato deciso di includere anche i dati relativi alla classe di taglia 3 nell’analisi.

La pendenza degli spettri di taglia è stata calcolata da regressioni lineari di dati di abbondanza (frequenza degli individui) o di biomassa (g) normalizzata (=biomassa

totale per classe di peso diviso l'intervallo di peso di quella classe, cioè i grammi compresi nell'intervallo: ad esempio tra 2 e 8 g ci sono 6 g) trasformati con  $\log_2$  contro il  $\log_2$  del *midpoint* della rispettiva classe di peso. La variabile indipendente (cioè l'abbondanza o biomassa normalizzata) è stata centrata sulla classe di peso centrale (classe di peso 6) ed è stata usata per calcolare l'altezza del *midpoint*, invece di usare l'intercetta, allo scopo di rimuovere la correlazione tra pendenza ed intercetta (Dann et al. 2003).

Pendenza e altezza del *midpoint* degli spettri di taglia sono stati confrontati con analisi della varianza (ANOVA) utilizzando il programma GMAV5; l'omogeneità della varianza è stata calcolata attraverso il test di Cochran. L'ipotesi da testare era che gli spettri di taglia mostrano pendenze sempre più negative e *midpoint* decrescenti (quantità di pesce) all'aumentare dello sfruttamento di pesca. Sono stati utilizzati tre fattori fissi ed ortogonali tra loro: Località (Loc), Stagione (Sta) e Strato (Str) e le pescate a strascico sperimentali sono state utilizzate come repliche. Poiché il numero delle pescate variava tra Località\*Stagione\*Strato, sono stati estratti sottoinsiemi bilanciati di dati subcampionando casualmente tra le pescate disponibili per Località\*Stagione\*Strato.

A causa della asimmetria (nel tempo e nello spazio) del disegno di campionamento e per praticità, sono state effettuate quattro differenti analisi per ciascuna pendenza e altezza di *midpoint* degli spettri di taglia derivanti da abbondanza e biomassa normalizzata. La prima, protetto/non protetto esamina l'impatto della pesca a strascico e della protezione sugli spettri di taglia nelle tre località (Tabella 1). La seconda valuta il fenomeno dello "spillover" verso GCAST\_out. Questa analisi assume che tutte le località avessero spettri di taglia simili prima dell'imposizione del divieto di pesca a strascico, e che lo spillover si manifesti quando le variabili dipendenti deviano da quelle osservate all'interno delle aree strascicabili (GTERM, GSANT) rispetto a GCAST\_in (Tabella 1). Nella terza analisi sono state valutate le variazioni stagionali tra gli strati utilizzando esclusivamente GCAST\_in (Tabella 1). Nella quarta analisi è stato utilizzato il confronto GCAST\_in/out per effettuare una comparazione spazio/temporale, attraverso le quattro stagioni, dei pattern di cambiamento all'interno e nell'area immediatamente vicina alla zona di divieto di pesca a strascico (Tabella 1). Il livello di significatività è stato fissato a  $\alpha = 5\%$ . Le differenze significative sono state comparate utilizzando i test *post hoc* SNK.

Test	Località (Loc)	Stagione (Sta)	Strato (Str)	Repliche
Località	GCAST_in, GTERM, GSANT	Au Pr	A, B, C	6
Spillover	GCAST_in, GCAST_out, GTERM, GSANT	Au, Pr	B, C	3
GCAST - stagionale	GCAST_in	Es, Au, In, Pr	A, B, C	6
GCAST in / out	GCAST_in, GCAST_out	ES, Au, In, Pr	B, C	3

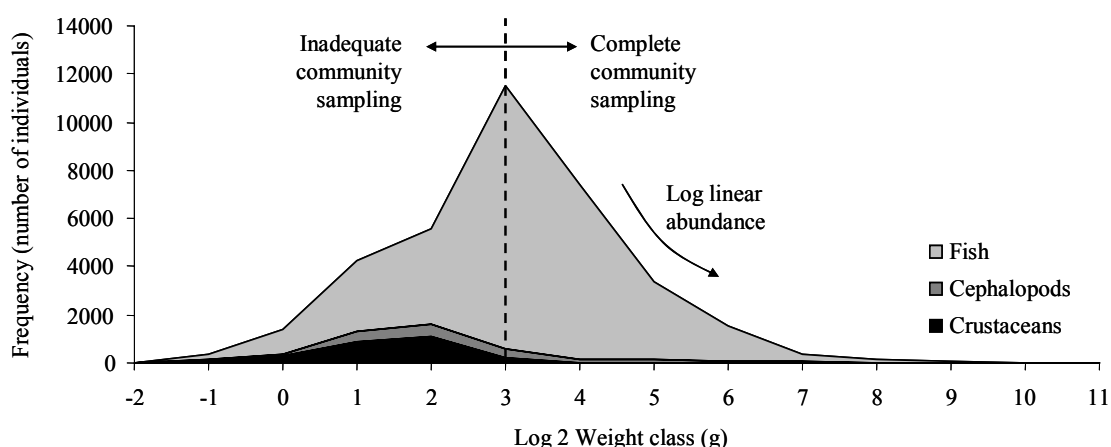
**Tabella 1. Disegno sperimentale per valutare gli effetti del divieto di pesca a strascico e delle stagioni sugli spettri di taglia**

## Risultati

### *Analisi pilota*

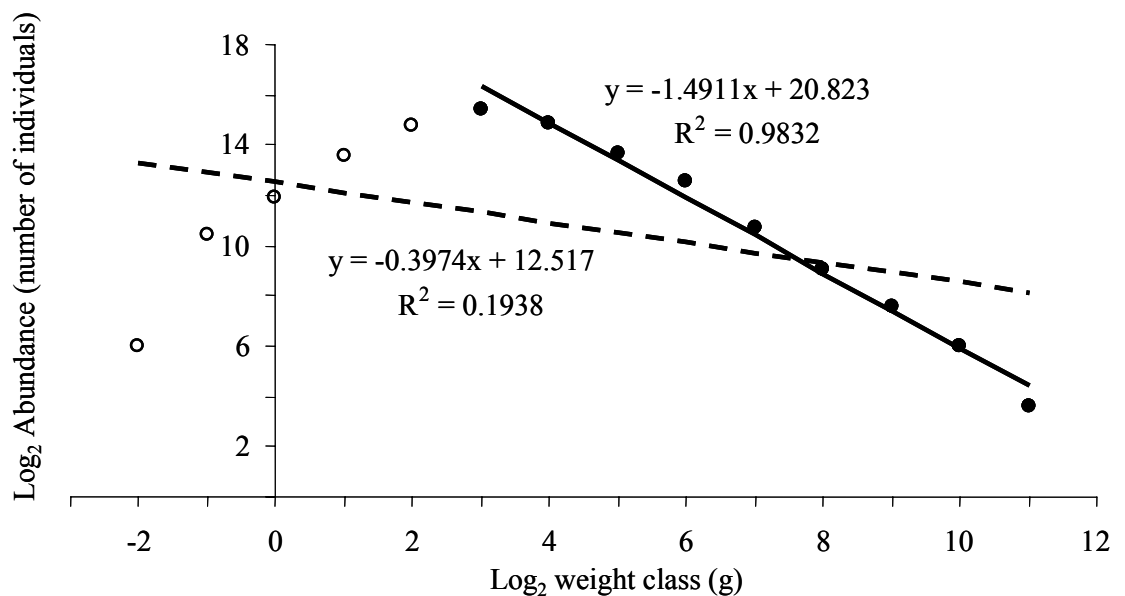
L'esame del numero d'individui in ciascuna classe di peso (Figura 2) sottolinea due caratteristiche:

1) l'abbondanza massima all'interno di una classe di taglia è stata raggiunta nella classe di taglia 3 (corrispondente ad un peso di 8 g). Dunque, nelle classi di taglia <3 l'attrezzo da pesca si è rivelato non efficace nella raccolta di tutti gli individui all'interno della comunità; 2) che più piccoli sono gli individui maggiore è l'errore di questo tipo di campionamento. Non è stato catturato nessun individuo con peso < 0.5 g dalla rete a strascico.



**Figura 2. Abbondanza delle classi di taglia ( $\log_2$  del peso in g) per le categorie faunistiche campionate. La linea tratteggiata rappresenta la classe di taglia con la massima biomassa e dunque il limite inferiore di rappresentatività assunto per l'attrezzo utilizzato**

Quanto detto è rappresentato negli spettri di taglia da artificiosi bassi valori di pendenza ed altezza del *midpoint* (Figura 3). Per questa ragione gli spettri di taglia sono stati elaborati solo a partire dalla classe di taglia 3. La figura 2 inoltre sottolinea come i pochi cefalopodi e crostacei presenti nelle catture sperimentali ricadano all'interno o al disotto della classe di taglia 3. L'inclusione o l'esclusione di questi gruppi numericamente rari ha determinato poche differenze negli spettri di taglia (Fig. 4). Inoltre, poiché le differenze morfologiche del corpo di pesci, crostacei e cefalopodi determinano differenti pattern di taglia preda-predatore, l'analisi degli spettri di taglia è stata limitata ai soli pesci.



**Figura 3. Spettri di taglia di abbondanza per le tre categorie faunistiche e per tutte le cale realizzate a GCAST nel survey XIII. La linea piena rappresenta la regressione per gli spettri di taglia delle classi 3-11. La linea tratteggiata rappresenta la regressione di tutte le classi di taglia.**



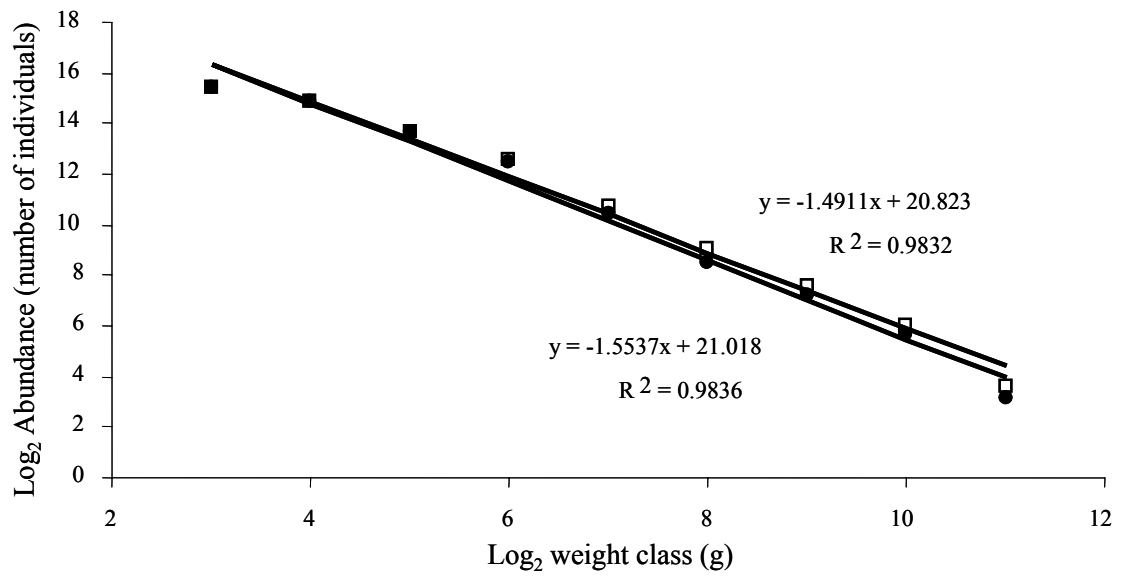


Figura 4. Spettri di taglia di abbondanza per le tre categorie faunistiche (quadrati vuoti) e per i soli pesci (cerchi pieni) per tutte le cale realizzate a GCAST nel survey XIII.

### ***Analisi "Protetto v.s Non Protetto" (Tab. 2)***

La pendenza ed il *midpoint* degli spettri di taglia di abbondanza e biomassa hanno mostrato differenze significative nell'interazione Stagione\*Strato e per il fattore località. Tra le località, la pendenza ed il *midpoint* sono risultati simili nei golfi non protetti (GSANT e GTERM) ma rispettivamente con valori significativamente più bassi e minori di pendenza e *midpoint* rispetto a quelli registrati all'interno del golfo protetto (GCAST\_in).

Sono state osservate differenze significative dei valori medi di pendenza nelle stagioni solamente per lo strato B, con pendenze minori in autunno rispetto alla primavera. Non sono state osservate differenze significative nelle pendenze tra le stagioni per gli altri due strati. In autunno gli strati A e B hanno mostrato pendenze minori rispetto allo strato C, di contro nei dati della primavera gli strati B e C sono risultati simili con valori maggiori rispetto allo strato A. L'altezza del *midpoint* è risultata simile nelle stagioni all'interno dello strato B ma negli strati A e C ha mostrato valori significativamente più bassi in autunno rispetto alla primavera. In autunno l'altezza del *midpoint* è stata minore nello strato A rispetto agli strati B e C che sono risultati simili. Di contro, in primavera si è registrato un valore simile per gli strati A e B, entrambi più elevati rispetto al valore ritrovato per lo strato C.

a)

Fonte di variazione	gdl	Spettri di Abbondanza				Spettri di Biomassa			
		Pendenza		Midpoint		Pendenza		Midpoint	
		F	P	F	P	F	P	F	P
Loc	2	18.48	<0.001	128.97	<0.001	17.21	<0.001	134.95	<0.001
Sta	1	16.38	<0.001	0.22	0.643	14.40	<0.001	0.13	0.723
Str	2	21.62	<0.001	4.21	0.018	24.16	<0.001	4.56	0.013
StaXStr	2	3.23	<b>0.044</b>	9.12	<0.001	3.13	<b>0.049</b>	9.88	<0.001
StaXLoc	2	0.54	0.587	0.47	0.630	0.55	0.580	0.46	0.632
StrXLoc	4	0.91	0.462	0.53	0.711	0.75	0.560	0.50	0.739
StaXStrXLoc	4	0.82	0.518	0.26	0.904	0.79	0.538	0.25	0.906
RES	90								
<b>Test di Cochran Trasformazione</b>		0.1550 (>0.05) nessuna		0.2155 (>0.05) Ln (X+3)		0.2022 (>0.05) nessuna		0.2183 (>0.05) Ln (X+3)	
<b>Effetti principali</b>									
Località				tutte		GSANT=GTERM<GCAST_in			
<b>Interazione StaXStr</b>									
Stagione		<b>B</b> Au<Pr	<b>A,C</b> ns	<b>A,C</b> Au<Pr	<b>B</b> ns	<b>B</b> Au<Pr	<b>A,C</b> ns	<b>A,C</b> Au<Pr	<b>B</b> ns
Strato		<b>Au</b> A=B<C	<b>Pr</b> A<B=C	<b>Au</b> A<B=C	<b>Pr</b> A=B>C	<b>Au</b> A=B<C	<b>Pr</b> A<B=C	<b>Au</b> A<B=C	<b>Pr</b> A=B>C

b)

Fonte di variazione	Pendenza		Fonte di variazione	Midpoint	
	Abbondanza	Biomassa		Abbondanza	Biomassa
GCAST_in	-1.356 ± 0.236	-1.383 ± 0.260	GCAST_in	5.766 ± 1.091	6.225 ± 1.091
GSANT	-1.037 ± 0.396	-1.059 ± 0.400	GSANT	2.419 ± 0.760	2.874 ± 0.757
GTERM	-1.055 ± 0.285	-1.095 ± 0.291	GTERM	2.527 ± 0.911	2.951 ± 0.924
A*Au	-1.375 ± 0.330	-1.423 ± 0.318	A*Au	3.007 ± 2.155	3.404 ± 2.132
A* Pr	-1.303 ± 0.310	-1.348 ± 0.349	A* Pr	3.870 ± 1.805	4.291 ± 1.828
B* Au	-1.339 ± 0.239	-1.366 ± 0.252	B* Au	3.881 ± 1.759	4.342 ± 1.757
B* Pr	-0.977 ± 0.288	-1.006 ± 0.296	B* Pr	3.889 ± 1.555	4.340 ± 1.558
C* Au	-1.027 ± 0.321	-1.029 ± 0.302	C* Au	3.777 ± 1.771	4.272 ± 1.769
C*Pr	-0.876 ± 0.221	-0.902 ± 0.211	C*Pr	3.000 ± 1.758	3.452 ± 1.803

**Tabella 2. Analisi degli effetti del divieto di pesca a strascico sugli spettri di taglia (Protetto vs. Non Protetto). a) Risultati dell'ANOVA e dei test a posteriori SNK. Loc = Località; Sta = Stagione; Str = Strato; GCAST\_in, GTERM e GSANT = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Termini Imerese e Golfo di Sant'Agata; A, B, C = 0-50 m, 51-100 m e 101-200 m; Au, Pr = Autunno e Primavera; ns = non significativo. In grassetto i valori di P significativi discussi nel testo b) Valori medi ± 1 D.S. dei termini che hanno mostrato differenze significative.**

### ***Analisi "Spillover" (Tab. 3)***

L'altezza del *midpoint* è risultata diversa fra le tre località, con valori più bassi a GSANT e GTERM e più elevati all'interno dell'area protetta di GCAST\_in. L'altezza media dei *midpoint* di GCAST\_out è risultata intermedia tra quelle della località protetta (GCAST\_in) e di quelle non protette (GTERM e GSANT), ma diversa da entrambe. L'altezza del *midpoint* è risultata maggiore nello strato B rispetto allo strato C.

L'interazione Località\*Strato è risultata significativa per la pendenza, senza tuttavia mostrare differenze nel confronto a posteriori tra le località nei due strati. Inoltre, non è stata osservata alcuna differenza significativa tra gli strati a GCAST\_in mentre in GSANT e GTERM le pendenze sono risultate minori nello strato B rispetto allo strato C al contrario di GCAST\_out dove in C la pendenza è risultata minore rispetto a B.

Sono risultate evidenti variazioni stagionali tanto nelle pendenze che nell'altezza dei *midpoint*. Le pendenze sono risultate minori in autunno rispetto alla primavera mentre i *midpoint* hanno fatto registrare un risultato inverso.

a)

Fonte di variazione	gdl	Spettri di Abbondanza				Spettri di Biomassa			
		Pendenza		Midpoint		Pendenza		Midpoint	
		F	P	F	P	F	P	F	P
Loc	3	5.94	0.002	80.44	<0.001	7.09	0.001	78.48	<0.001
Sta	1	28.46	<0.001	11.26	0.002	29.21	<0.001	10.98	0.002
Str	1	2.26	0.142	12.15	0.001	3.97	0.055	10.65	0.003
LocXSta	3	0.20	0.898	2.70	0.060	0.12	0.945	2.64	0.067
LocXStr	3	4.78	0.007	2.22	0.105	4.55	0.009	2.38	0.088
StaXStr	1	2.09	0.158	2.59	0.117	2.51	0.123	2.77	0.106
LocXStaXStr	3	0.19	0.904	1.26	0.304	0.18	0.911	1.19	0.330
RES	32								
<b>Test di Cochran Trasformazione</b>		0.1390 (>0.05) nessuna		0.1786 (>0.05) nessuna		0.1321 (>0.05) nessuna		0.1975 (>0.05) nessuna	

Effetti Principali		GSANT=GTERM< GCAST_out<GCAST_in		GSANT=GTERM< GCAST_out<GCAST_in	
Località	Stagione	Au<Pr	Pr<Au	Au<Pr	Pr<Au
Strato			C<B		C<B

Interazione LocXStr		GSANT, GTERM		GSANT, GTERM	
Località	Strato	B ns	C ns	B ns	C ns
		GCAST_in	GCAST_out	GCAST_in	GCAST_out
		ns	B<C	ns	B<C
			C<B		C<B

b)

Fonte di variazione	Pendenza		Fonte di variazione	Midpoint	
	Abbondanza	Biomassa		Abbondanza	Biomassa
Au	-1.231 ± 0.289	-1.251 ± 0.291	GCAST	5.816 ± 0.495	6.283 ± 0.479
Pr	-0.887 ± 0.261	-0.903 ± 0.276	GSANT	2.479 ± 0.821	3.012 ± 0.795
			GTERM	2.860 ± 0.718	3.312 ± 0.732
GCAST_in*B	-1.318 ± 0.248	-1.369 ± 0.262	GCAST_out	4.045 ± 0.950	4.503 ± 0.948
GCAST_in*C	-1.205 ± 0.167	-1.206 ± 0.167			
GSANT*B	-1.012 ± 0.369	-1.004 ± 0.367	Au	4.081 ± 1.552	4.555 ± 1.541
GSANT*C	-0.742 ± 0.249	-0.732 ± 0.256	Pr	3.519 ± 1.438	4.000 ± 1.417
GTERM*B	-1.205 ± 0.362	-1.252 ± 0.365			
GTERM*C	-0.892 ± 0.185	-0.906 ± 0.183	B	4.092 ± 1.358	4.551 ± 1.346
GCAST_Out*B	-0.897 ± 0.281	-0.940 ± 0.302	C	3.508 ± 1.619	4.004 ± 1.605
GCAST_Out*C	-1.203 ± 0.325	-1.207 ± 0.296			

**Tabella 3. Analisi del potenziale effetto spillover sugli spettri di taglia. a) Risultati dell'ANOVA e dei test a posteriori SNK. Loc = Località; Sta = Stagione; Str = Strato; GCAST\_in, GCAST\_out, GSANT e GTERM = Golfo di Castellammare\_in, Golfo di Castellammare\_out, Golfo di Termini Imerese e Golfo di Sant'Agata; B, C = 51-100 m e 101-200 m; Au, Pr = Autunno e Primavera; ns = non significativo. In grassetto i valori di P significativi discussi nel testo. b) Valori medi ± 1 D.S. dei termini che hanno mostrato differenze significative.**

***Analisi "Variabilità stagionale all'interno di GCAST" (Tab. 4)***

La pendenza è risultata indipendente dalle stagioni ma variabile in relazione agli strati a GCAST\_in. Le pendenze degli strati A e B sono risultate statisticamente simili e minori rispetto alla pendenza dello strato C. Qualitativamente i valori di pendenza diminuiscono al diminuire della profondità. Per l'altezza del *midpoint* è risultata significativa l'interazione Stagione\*Strato. Questa interazione è guidata da una altezza del *midpoint* significativamente maggiore nello strato B rispetto agli altri strati ma esclusivamente in Estate. In tutte le altre stagioni l'altezza del *midpoint* è risultata simile per tutte le combinazioni di strato e stagione.

a)

Fonte di variazione	gdl	Spettri di Abbondanza				Spettri di Biomassa			
		Pendenza		Midpoint		Pendenza		Midpoint	
		F	P	F	P	F	P	F	P
Sta	3	1.38	0.257	0.34	0.793	1.39	0.256	0.35	0.788
Str	2	23.93	<0.001	4.28	0.018	26.22	<0.001	4.30	0.018
StaXStr	6	0.41	0.868	2.51	0.031	0.37	0.898	2.71	0.022
RES	60								
<b>Test di Cochran Trasformazione</b>		0.1478 (P>0.05) nessuna		0.4302 (P<0.01) nessuna applicabile		0.1485 (P>0.05) nessuna		0.4190 (P<0.01) nessuna applicabile	
<b>Effetti Principali</b>									
Stagione		ns				ns			
Strato		A=B<C				A=B<C			
<b>Interazione StaXStr</b>									
Stagione		A,B,C				A,B,C			
		ns				ns			
Strato		Es A=C<B		Au,In,Pr ns		Es A=C<B		Au,In,Pr ns	

b)

Fonte di variazione	Pendenza		Fonte di variazione	Midpoint	
	Abbondanza	Biomassa		Abbondanza	Biomassa
A	-1.474 ± 0.223	-1.523 ± 0.231	A*Es	-1.433 ± 0.252	5.618 ± 0.865
B	-1.436 ± 0.142	-1.457 ± 0.154	A*Au	-1.570 ± 0.249	5.498 ± 2.126
C	-1.146 ± 0.154	-1.153 ± 0.160	A*In	-1.521 ± 0.217	7.222 ± 1.519
			A*Pr	-1.523 ± 0.240	6.491 ± 1.219
Es	-1.294 ± 0.210	5.816 ± 0.882	B*Es	-1.404 ± 0.142	7.236 ± 0.373
Au	-1.415 ± 0.224	5.805 ± 1.339	B*Au	-1.585 ± 0.029	6.695 ± 0.422
In	-1.355 ± 0.248	6.089 ± 1.098	B*In	-1.441 ± 0.168	6.596 ± 0.654
Pr	-1.345 ± 0.232	5.901 ± 0.821	B*Pr	-1.397 ± 0.180	6.747 ± 0.269
			C*Es	-1.117 ± 0.123	5.992 ± 0.379
			C*Au	-1.182 ± 0.128	6.587 ± 0.557
			C*In	-1.160 ± 0.218	5.836 ± 0.444
			C*Pr	-1.154 ± 0.193	5.832 ± 0.506

**Tabella 4. Analisi stagionale degli spettri di taglia per GCAST\_in a) Risultati dell'ANOVA e dei test a posteriori SNK. Loc = Località; Sta = Stagione; Str = Strato; A, B, C = 0-50 m, 51-100m e 101-200 m; Es, Au, In e Pr = Estate, Autunno, Inverno e Primavera; ns = non significativo In grassetto i valori di P significativi discussi nel testo. b) Valori medi ± 1 D.S. dei termini che hanno mostrato differenze significative.**

***Analisi "GCAST\_in vs. GCAST\_out" (Tab. 5).***

Sia il fattore località che il fattore strato sono risultati significativi nell'analisi dei valori di altezza del *midpoint*. In entrambi i casi l'altezza del *midpoint* è risultata inferiore all'esterno (GCAST\_out) rispetto all'interno (GCAST\_in) della zona vietata alla pesca a strascico. Inoltre, nello strato C l'altezza del *midpoint* è risultata più bassa rispetto a quella riportata per lo strato B. Un'ulteriore differenza significativa è stata registrata segnatamente agli spettri di biomassa per il fattore stagione (Tabella 5), sebbene i test SNK non abbiano avuto potere sufficiente per individuare la fonte di tale variazione.

Per quanto riguarda la pendenza sono risultate significative due interazioni, Località\*Strato e Località\*Stagione. Le pendenze sono risultate minori (più ripide) all'interno dell'area protetta (GCAST\_in) rispetto all'esterno (GCAST\_out) nello strato B ma nessuna differenza significativa è stata registrata tra le due località per lo strato C. All'interno della zona protetta (GCAST\_in) le pendenze sono risultate minori nello strato B rispetto allo strato C, mentre l'opposto è stato osservato per la zona esterna (GCAST\_out). Non sono state osservate differenze significative legate alle stagioni tra GCAST\_in e GCAST\_out tuttavia, in primavera, le pendenze sono risultate maggiori all'interno dell'area protetta.



a)

Fonte di variazione	gdl	Spettri di Abbondanza				Spettri di Biomassa					
		Pendenza		Midpoint		Pendenza		Midpoint			
		F	P	F	P	F	P	F	P		
Loc	1	8.75	0.006	99.19	<0.001	7.36	0.011	101.6	<0.001		
Str	1	1.76	0.194	20.74	<0.001	3.13	0.087	20.19	<0.001		
Sta	3	2.15	0.113	2.67	0.064	1.95	0.142	2.99	0.046		
LocXStr	1	22.75	<0.001	0.75	0.393	25.98	<0.001	0.53	0.472		
LocXSta	3	3.44	0.028	1.34	0.279	3.57	0.025	1.40	0.260		
RES	32										
<b>Test di Cochran</b>		0.1692 (P>0.05)		0.1513 (P>0.05)		0.1654 (P>0.05)		0.1808 (P>0.05)			
<b>Trasformazione</b>		nessuna		nessuna		nessuna		nessuna			
<b>Effetti Principali</b>											
Località				GCAST_OUT<GCAST_IN				GCAST_OUT<GCAST_IN			
Strato				C<B				C<B			
Stagione				ns				ns			
<b>Interazione LocXStr</b>											
Località		<b>B</b> GCAST_IN<GCAST_OUT		<b>C</b> ns		<b>B</b> GCAST_IN<GCAST_OUT		<b>C</b> ns			
Strato		<b>GCAST_IN</b> B<C		<b>GCAST_OUT</b> C<B		<b>GCAST_IN</b> B<C		<b>GCAST_OUT</b> C<B			
<b>Interazione LocXSta</b>											
Località		<b>Es,Au,In</b> ns		<b>Pr</b> GCAST_IN>GCAST_OUT		<b>Es,Au,In</b> ns		<b>Pr</b> GCAST_IN>GCAST_OUT			
Stagione		<b>GCAST_IN</b>		<b>GCAST_OUT</b>		<b>GCAST_IN</b>		<b>GCAST_OUT</b>			
		ns		ns		ns		ns			

b)

Fonte di variazione	Pendenza		Fonte di variazione	Midpoint	
	Abbondanza	Biomassa		Abbondanza	Biomassa
GCAST_IN*B	-1.486 ± 0.145	-1.512 ± 0.138	GCAST_IN	5.933 ± 0.718	6.420 ± 0.700
GCAST_IN*C	-1.129 ± 0.184	-1.117 ± 0.183	GCAST_OUT	4.068 ± 0.863	4.533 ± 0.874
GCAST_OUT*B	-1.034 ± 0.300	-1.063 ± 0.300			
GCAST_OUT*C	-1.235 ± 0.237	-1.254 ± 0.227	B		5.897 ± 1.211
			C		5.056 ± 1.129
GCAST_IN*Es	-1.250 ± 0.214	-1.270 ± 0.222			
GCAST_IN*Au	-1.349 ± 0.271	-1.332 ± 0.282	Es	5.224 ± 1.038	5.700 ± 1.024
GCAST_IN*In	-1.303 ± 0.322	-1.306 ± 0.329	Au	5.289 ± 1.055	5.789 ± 1.035
GCAST_IN*Pr	-1.329 ± 0.211	-1.350 ± 0.246	In	4.835 ± 1.429	5.314 ± 1.454
GCAST_OUT*Es	-1.333 ± 0.125	-1.355 ± 0.125	Pr	4.654 ± 1.374	5.103 ± 1.389
GCAST_OUT*Au	-1.216 ± 0.242	-1.235 ± 0.204			
GCAST_OUT*In	-1.104 ± 0.221	-1.131 ± 0.230			
GCAST_OUT*Pr	-0.884 ± 0.340	-0.913 ± 0.344			

**Tabella 5. Confronto degli spettri di taglia nel Golfo di Castellammare all'interno ed all'esterno dell'area vietata alla pesca a strascico (GCAST\_IN vs. GCAST\_OUT). a) Risultati dell'ANOVA e dei test a posteriori SNK. B, C = 51-100 m e 101-200 m; Es, Au, In e Pr = Estate, Autunno, Inverno e Primavera; ns = non significativo. In In grassetto i valori di P significativi discussi nel testo. b) Valori medi ± 1 D.S. dei termini che hanno mostrato differenze significative.**

## Discussione

### *Analisi "Protetto vs. Non Protetto"*

Si ritiene che gli spettri di taglia rappresentino un indicatore ecosistemico robusto per esaminare l'impatto della pesca quando è la pesca che determina in modo selettivo la mortalità di individui e specie di maggiori dimensioni (Rice 2000; Rochet e Trenkel 2003; Trenkel e Rochet 2003). La sproporzionata rimozione di individui di grandi dimensioni e il potenziale incremento di individui di taglia piccola attraverso il meccanismo di *prey release* (Shin et al. 2005) che risultano dall'aumento della pressione di pesca portano generalmente a spettri di taglia più ripidi ed a una più bassa altezza del *midpoint* (Rice e Gislason 1996; Dulvy et al. 2004; Graham et al. 2005). E' stato ipotizzato che la creazione di un'area vietata alla pesca a strascico in GCAST avrebbe dovuto invertire queste tendenze portando a pendenze degli spettri di taglia minori e ad altezze medie del *midpoint* più elevate.

Le osservazioni effettuate sulle pendenze degli spettri di taglia non supportano l'ipotesi formulata (Tab. 2). In entrambi i golfi non protetti (GSANT e GTERM) sono state osservate pendenze meno ripide rispetto a quelle calcolate all'interno dell'area protetta (GCAST\_in). Inoltre le pendenze dei Golfi non protetti sono risultate simili tra loro suggerendo che l'effetto osservato possa essere dovuto direttamente alla protezione. Che un aumento nella pressione di pesca conduca ad una pendenza più ripida è stato mostrato in diversi studi su *fisheries* selettive per taglia (Rice e Gislason 1996; Bianchi et al. 2000). Al contrario le marinerie siciliane utilizzano reti poco selettive con maglia al sacco piccola (40mm) (Pipitone et al. 2000b; Machias et al. 2004), e dunque sfruttano le specie lungo l'intero spettro di taglia (>4 g fino a ~2 kg). Inoltre, la pesca a strascico è legalmente praticabile solo oltre l'isobata dei 50 m, il che determina una elevata concentrazione degli attrezzi da posta (impiegati nella pesca artigianale) in acque basse con un conseguente aumento della pressione di pesca sulla fauna ittica demersale (Greco et al. 1993). Sotto un simile regime di pesca, la sovrappesca dello stock riproduttore (*recruitment overfishing*) o una elevata mortalità da pesca delle classi di taglia piccole (*growth overfishing*) potrebbero determinare l'appiattimento degli spettri di taglia nelle località non protette.

In alternativa è stato osservato che nei primi anni successivi alla creazione di una area marina protetta, la maggiore sopravvivenza di individui fecondi di grandi dimensioni

determina un elevato reclutamento ed uno sproporzionato numero di individui piccoli (Agardy, 1994). All'interno dell'area non strascicabile di GCAST\_in, è stato osservato un elevato reclutamento di alcune specie a partire da quattro anni dopo la chiusura della pesca a strascico (D'Anna *et al.*, 1995). Questo è stato particolarmente vero per *Mullus barbatus* che costituisce oltre il 20% in peso dell'intera comunità. L'aumento della biomassa della triglia di fango dopo la chiusura della pesca a strascico è stato correlato alla diminuzione della mortalità da pesca che ha prodotto una variazione della quantità e della struttura di taglia/età dello stock dei riproduttori e, di conseguenza, delle modalità di reclutamento (Fiorentino *et al.*, submitted). Queste modalità potrebbero determinare una pendenza più ripida degli spettri di taglia ed un aumento del *midpoint* associato. Tuttavia, dopo oltre 15 anni di protezione questa esplosione di reclutamento dovrebbe essere oramai passata attraverso lo spettro di taglia ed essersi stabilizzata in un nuovo equilibrio

Una modalità simile a quella appena descritta può manifestarsi anche nel caso in cui si verifica un aumento sproporzionato di specie di piccola taglia, caratterizzate da un veloce ciclo vitale, rispetto a quelle con una più bassa velocità intrinseca di crescita della popolazione il cui recupero è dunque ancora incompleto. Questa interpretazione supporta l'affermazione che le Aree Marine Protette (AMP) possono impiegare più di 20 anni prima di sviluppare una struttura della comunità matura (McClanahan e Graham 2005) nonostante i rapidi cambiamenti che si possono osservare all'inizio (Halpern e Warner 2002). La biomassa ittica di GCAST deriva in gran parte da specie a crescita rapida. Di contro, le specie con velocità intrinseca di crescita bassa - generalmente di grande taglia ed elevato valore commerciale - sono generalmente quelle oggetto della pesca artigianale e di quella sportiva. Questo potrebbe contribuire al lento sviluppo verso la struttura di una comunità matura.

I risultati sull'altezza del *midpoint* sono consistenti con l'aspettativa che il divieto di pesca a strascico dovrebbe determinare valori di *midpoint* più elevati come conseguenza dell'accumulo di abbondanza o biomassa all'interno dell'area protetta. Un aumento di abbondanza e biomassa ittica è stato osservato all'interno di alcune AMP (Vacchi *et al.* 1998; Russ 2002; ICES 2004), sebbene l'incremento varia da specie a specie (Dufour *et al.*

1995). Questo aumento è stato descritto in precedenza anche per GCAST (Pipitone et al. 2000a).

L'altezza delle classi di taglia sono risultate costantemente più elevate nel golfo protetto rispetto ai golfi non protetti, suggerendo che a GCAST\_in tutte le classi di taglia sono più abbondanti. Tuttavia, poiché le pendenze degli spettri di taglia sono risultate più ripide a GCAST\_in, contrariamente ai previsti effetti sul funzionamento delle AMP (Bohnsack 1998), la taglia media dei pesci all'interno della comunità è diminuita a seguito della protezione. Questo risultato potrebbe essere attribuito ad una *recruitment overfishing* all'esterno della AMP e/o al lento sviluppo di comunità ittiche mature come descritto in precedenza e/o alle attività della pesca artigianale.

Il primo beneficio della chiusura della pesca a strascico è stato l'espansione delle attività della pesca artigianale all'intera area della piattaforma continentale (Pipitone et al. 2000b). Questo ha determinato l'esplorazione di nuove aree di pesca con il conseguente sfruttamento di nuove risorse utilizzando attrezzi selettivi, e l'aumentata cattura in termini di abbondanza e taglie più grandi delle catture commerciali (Pipitone *et al.*, 2000b). L'uso di attrezzi selettivi potrebbe avere avuto un duplice effetto: (i) diminuire l'abbondanza degli individui di grandi dimensioni con la conseguente mancata entrata di nuove e più grandi classi di taglia nella comunità, e (ii) la riduzione della pressione di pesca sui pesci più piccoli. Entrambi gli effetti potrebbero contribuire a mantenere ripide le pendenze degli spettri di taglia a GCAST\_in. In aggiunta, la selettività degli attrezzi da pesca artigianali potrebbe determinare un minore impatto sugli individui più piccoli e dunque avere lievi conseguenze sull'altezza del *midpoint*.

### ***Spillover***

Uno dei punti critici che riguarda l'utilizzo delle AMP è quello di comprendere se i benefici che si ottengono all'interno dell'area protetta (aumento di biomassa) possono essere esportati alle aree circostanti. Pochi studi hanno documentato un effetto spillover e/o una esportazione di larve (Bohnsack 1998), in particolare per i fondi mobili (Sweeting e Polunin 2005). L'effetto spillover dovrebbe determinare pendenze ed altezze del *midpoint* a GCAST\_out intermedie rispetto a quelle riportate per GCAST\_in e per i due golfi non

protetti. Qualitativamente le pendenze sono risultate meno ripide a GCAST\_out rispetto a GCAST\_in ma sovrapponibili con quelle delle località di controllo (Tab. 3). Tuttavia, la piccola ampiezza del campione (solo tre repliche a causa della limitata superficie di GCAST\_out) ha conferito poco potere all'analisi e non sono dunque state riscontrate differenze significative tra le località (all'interno degli strati) neppure nel confronto GCAST\_in con GTERM e GSANT. Di contro, l'altezza media del *midpoint* a GCAST\_out ha mostrato valori intermedi tra quelli della località protetta (GCAST\_in) e dei controlli (GSANT e GTERM), suggerendo un effetto spillover. Sebbene significativo, è verosimile che quest'effetto sia locale e riguardi una piccola porzione dell'area. Infatti, in prossimità di Capo Rama la piattaforma continentale è ampia solo 2 km, rappresentando un vero e proprio un collo di bottiglia che limita gli spostamenti dei pesci verso le aree situate ad est (Fig. 1). Oltre Capo Rama, la flotta di pesca artigianale (Terrasini) ha ricevuto benefici economici limitati dalla chiusura della pesca a strascico (Whitmarsh et al., 2003) e adesso si trova a dover fronteggiare una crescente competizione con le barche a strascico che hanno concentrato la loro attività in quel settore del Golfo (Whitmarsh et al., 2002).

### ***Effetti legati allo strato***

La ripidità della pendenza degli spettri di taglia è risultata diminuire all'aumentare della profondità. Nessuno studio a nostra conoscenza ha specificatamente esaminato gli effetti della profondità sugli spettri di taglia, sebbene un certo numero di lavori hanno preso in considerazione la variabilità legata alla profondità (Bianchi et al. 2000; Stobberup et al. 2005). All'interno di una specie, gli individui di maggiori dimensioni si osservano con maggiore frequenza in acque più profonde riflettendo i movimenti ontogenetici di migrazione verso acque più fredde per i vantaggi metabolici associati (Macpherson e Duarte 1991). Inoltre, molte specie, durante la fase iniziale della loro vita utilizzano habitat costieri, spesso più complessi, indipendentemente dalla distribuzione degli adulti (Planes et al. 2000; Franco et al. 2006).

Tuttavia, i nostri risultati hanno mostrato eccezioni sia spaziali che stagionali nella pendenza degli spettri di taglia legata alla profondità. Ad esempio, sono state osservate pendenze meno ripide in acque meno profonde a GCAST\_out (Tab. 3) (strato C < B).

Potrebbe trattarsi di un artefatto dovuto al basso grado di replicazione o alla vicinanza di habitat di falesia e dei massi di crollo. Le caratteristiche dell'habitat possono infatti influenzare gli spettri di taglia (Macpherson et al. 2002).

Sono risultate variazioni temporali nell'interazione Strato\*Stagione (Tab. 2). La pendenza decresce sempre con la profondità ma, in autunno i valori dello strato B risultano simili a quelli dello strato A mentre in primavera questa eguaglianza si sposta tra gli strati B e C. Le popolazioni ittiche sono raramente statiche; è probabile che sottili variazioni nella distribuzione delle taglie con la profondità avvengano con le stagioni e siano associate ai legami delle abitudini alimentari e del comportamento riproduttivo con la profondità.

### ***Effetti stagionali***

Le variazioni stagionali nella pendenza in generale, ed in maniera più specifica per GCAST\_in, sono risultate modeste in quanto né gli effetti principali per l'analisi stagionale condotta a GCAST\_in né il confronto stagionale tra le località sono risultati significativi (confronti a coppie per l'interazione Località\*Stagione, Tab. 5). Sono state individuate differenze stagionali nell'analisi che ha incorporato le aree non protette (Tabelle 2-3) dove la pendenza è risultata significativamente più ripida in autunno che in primavera, sia come effetto principale (Tab. 3) che solamente all'interno dello strato B (Tab. 2).

Per quanto riguarda l'altezza del *midpoint*, l'interazione Stagione\*Strato ha suggerito che in primavera le altezze del *midpoint* erano maggiori sottocosta rispetto al largo, l'opposto avviene invece in autunno. L'effetto del termine principale "Stagione" mostrato in Tab. 3 supporta questa modalità anche se mostra altezze del *midpoint* inferiori in primavera e superiori in autunno perché l'analisi è stata effettuata solo sui due strati più profondi (B e C). Inoltre, sembra esserci un legame inverso tra altezza del *midpoint* e pendenza degli spettri di taglia.

I valori di pendenza più negativi sono stati registrati in autunno (Tab. 2-3). Questo risultato può essere stato determinato sia da un numero di pesci grandi sproporzionatamente minore che un maggior numero di pesci di taglia piccola oppure una combinazione di entrambe le cose. Questi fattori combinati con valori di pendenza minori e di *midpoint* maggiori in primavera sottocosta suggeriscono che gli spettri di taglia riflettono modalità

annuali di reclutamento e di comportamento alimentare o riproduttivo. Questi effetti sembrano essere più marcati nelle località non protette (gli effetti stagionali sono assenti nell'analisi dei soli dati di GCAST\_in), il che supporta precedenti argomentazioni secondo le quali le aree non protette della Sicilia si trovano in condizioni di *recruitment overfishing*. E' verosimile che i pattern stagionali potrebbero essere molto più pronunciate in ecosistemi con maggiore variabilità climatica e periodi riproduttivi dei pesci più ristretti nel tempo. Sfortunatamente i periodi riproduttivi, le aree di nursery ed i movimenti legati alla riproduzione delle specie ittiche della Sicilia settentrionale non sono ben quantificati.

Sebbene i risultati di questo studio sugli spettri di taglia siano opposti rispetto alle attese derivate da studi precedenti, viene supportato l'uso degli spettri di taglia per valutare l'impatto della pesca a livello ecosistemico, in particolare alla luce di *fisheries* che sono largamente taglia-indipendenti. Questo studio sottolinea inoltre forti legami tra profondità e spettri di taglia, un risultato che deriva dall'aver campionato lungo tutta la stretta piattaforma continentale della regione. Infine, gli spettri di taglia sembrano essere influenzati dai pattern stagionali di riproduzione e reclutamento, in particolare nelle località non protette. Tuttavia per ben comprendere questo argomento sarà necessario condurre ulteriori ricerche sulla distribuzione stagionale delle specie per classe di età.

## **Bibliografia**

- Agardy MT (1994) Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 267–270
- Badalamenti F, D'Anna G, Pinnegar JK, Polunin NVC (2002) Size-related trophodynamic changes in three target fish species recovering from intensive trawling. *Marine Biology* 141: 561-570
- Bianchi G, Gislason H, Graham K, Hill L, Jin X, Koranteng K, Manickchand-Heileman S, Paya I, Sainsbury K, Sanchez F, Zwanenburg K (2000) Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science* 57: 558-571
- Bohnsack JA (1998) Applications of marine reserves to reef fisheries. *Australian Journal of Ecology* 23: 298-304



- Cavaliere A, Greco S, Perdichizzi F, Azzaro F, Arena G (1988) Valutazione dell risorse demersali: primi risultati di due campagne di pesca (anno 1985) condotte nell'area compresa fra Capo Calava e Capo Gallo (Sicilia):. Atti Seminari Pesca e Acquacoltura. Pubbl. Min. Mar. Mercantile - C.N.R., III, 1337-1367. C.N.R.
- Charnov EL (1993) Life history invariants. Oxford University Press, Oxford
- Collie JS, Hall SJ, Kaiser MJ, Poiner IR (2000) A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology* 69: 785-798
- Dann N, Gislason H, Pope J, Rice J (2003) Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? ICES CM2003/N:10. International Council for the Exploration of the Sea
- Dufour V, Jouvenel JY, Galzin R (1995) Study of a Mediterranean reef fish assemblage - Comparison of population distributions between depths in protected and unportected areas over one decade. *Aquatic Living Resources* 8: 17-25
- Dulvy NK, Polunin NVC, Mill AC, Graham NAJ (2004) Size structural change in lightly exploited coral reef fish communities: evidence for weak indirect effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 466-475
- Franco A, Franzoi P, Malavasi S, Riccato F, Torricelli P, Mainardi D (2006) Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 66: 67-83
- Graham NAJ, Dulvy NK, Jennings S, Polunin NVC (2005) Size-spectra as indicators of the effects of fishing on coral reef fish assemblages. *Coral Reefs* 24: 118-124
- Greco S (1994) Considerazioni sullo stato di sfruttamento delle risorse demersali (Capo Suvero-San Vito Lo Capo). *Biologia Marina Mediterranea* 1: 61-66
- Greco S, Cavaliere A, Perdichizzi F, Cammaroto S (1993) Sintesi dell'attivit  svolta dall'unit  operativa "T6": Terreno Meridionale (Da Capo Suvero a Capo San Vito). - Atti del seminario nazionale delle unit  operative italiane svoltosi presso l'Istituto di Tecnologia della Pesca e del Pescato di Mazara del Vallo. "La valutazione delle risorse demersali dei mari italiani", N.T.R.-I.T.P.P., Special Publication n.2, pp139-141

- Greenstreet SPR, Hall SJ (1996) Fishing and the ground-fish assemblage structure in the north- western North Sea: An analysis of long-term and spatial trends. *Journal of Animal Ecology* 65: 577-598
- Halpern BS, Warner RR (2002) Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters* 5: 361-366
- ICES (2004) Report of the Working group on Ecosystem Effects of Fishing Activities. ICES CM 2004/ACE:03, Copenhagen
- Jennings S (2004) The ecosystem approach to fishery management: a significant step towards sustainable use of the marine environment? *Marine Ecology-Progress Series* 274: 279-282
- Jennings S, Blanchard JL (2004) Fish abundance with no fishing: predictions based on macroecological theory. *Journal of Animal Ecology* 73: 632-642
- Jennings S, Dulvy NK (2005) Reference points and reference directions for size-based indicators of community structure. *Ices Journal of Marine Science* 62: 397-404
- Jennings S, Greenstreet SPR, Reynolds JD (1999) Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology* 68: 617-627
- Jennings S, Kaiser MJ (1998) The effects of fishing on marine ecosystems *Advances in Marine Biology*. Academic Press Ltd, London, pp 201-352
- Jennings S, Pinnegar JK, Polunin NVC, Boon TW (2001) Weak cross-species relationships between body size and trophic level belie powerful size-based trophic structuring in fish communities. *Journal of Animal Ecology* 70: 934-944
- Jung S, Houde ED (2005) Fish biomass size spectra in Chesapeake Bay. *Estuaries* 28: 226-240
- Kaiser MJ, Spencer BE (1994) Fish scavenging behaviour in recently trawled areas. *Marine Ecology-Progress Series* 112: 41-49
- Machias A, Maiorano P, Vassilopoulou V, Papaconstantinou C, Tursi A, Tsimenides N (2004) Sizes of discarded commercial species in the eastern central Mediterranean Sea. *Fisheries Research* 66: 213-222

- Macpherson E, Duarte CM (1991) Bathymetric trends in demersal fish size: is there a general relationship? *Marine Ecology-Progress Series* 71: 103-112
- Macpherson E, Gordo A, Garcia-Rubies A (2002) Biomass size spectra in littoral fishes in protected and unprotected areas in the NW Mediterranean. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 55: 777-788
- McClanahan TR, Graham NJA (2005) Recovery trajectories of coral reef fish assemblages within Kenyan marine protected areas. *Marine Ecology-Progress Series* 294: 241-248
- Murawski SA, Brown R, Lai HL, Rago PJ, Hendrickson L (2000) Large-scale closed areas as a fishery-management tool in temperate marine systems: The Georges Bank experience. *Bulletin of Marine Science* 66: 775-798
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres F (1998) Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863
- Pipitone C, Badalamenti F, D'Anna G, Patti B (2000a) Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fisheries Research* 48: 23-30
- Pipitone C, Badalamenti F, D'Anna G, Whitmarsh D, James C, Pickering H (2000b) Trawling ban in the Gulf of Castellammare: effects on the small-scale fishery economics and on the abundance of fish. European Commission, Study no. 97/063, Final Report.
- Planes S, Galzin R, Rubies AG, Goni R, Harmelin JG, Le Direach L, Lenfant P, Quetglas A (2000) Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environmental Conservation* 27: 126-143
- Rice J, Gislason H (1996) Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *Ices Journal of Marine Science* 53: 1214-1225
- Rice JC (2000) Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. *Ices Journal of Marine Science* 57: 682-688

- Rochet MJ, Trenkel VM (2003) Which community indicators can measure the impact of fishing? a review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 86-99
- Russ G (2002) Yet another Review of Marine Reserves as Reef Fishery Management Tools. In: Sale PF (ed) *Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press, London, pp 421-441
- Schratzberger M, Jennings S (2002) Impacts of chronic trawling disturbance on meiofaunal communities. *Marine Biology* 141: 991-1000
- Shin YJ, Rochet MJ, Jennings S, Field JG, Gislason H (2005) Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science* 62: 384-396
- Stobberup KA, Inejih CAO, Traore S, Monteiro C, Amorim P, Erzini K (2005) Analysis of size spectra off northwest Africa: a useful indicator in tropical areas? *Ices Journal of Marine Science* 62: 424-429
- Sweeting CJ, Polunin NVC (2005) Marine Protected Areas for management of temperate North Atlantic fisheries: Lessons learned in MPA use for sustainable fisheries exploitation and stock recovery. University of Newcastle, Newcastle
- Trenkel VM, Rochet MJ (2003) Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 67-85
- Tudela S (2004) Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: an analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats: *Studies and Reviews*. General Fisheries Commission for the Mediterranean. FAO, 74, Rome
- Vacchi M, Bussotti S, Guidetti P, La Mesa G (1998) Study of the coastal fish assemblage in the marine reserve of the Ustica Island (southern Tyrrhenian Sea). *Italian Journal of Zoology* 65: 281-286
- Xu BD, Jin XS (2005) Variations in fish community structure during winter in the southern Yellow Sea over the period 1985-2002. *Fisheries Research* 71: 79-91

## 9 - VARIAZIONI TROFODINAMICHE LEGATE ALLA TAGLIA IN UNA ZONA INTERDETTA ALLA PESCA A STRASCICO

### Introduzione

#### *Alimentazione in relazione alla taglia*

La taglia è una caratteristica ecologica importante per gran parte delle specie acquatiche (Peters 1983), molte delle quali nel corso della vita aumentano la massa corporea di oltre cinque ordini di grandezza (Jennings et al. 2002b). La taglia ~~detta~~ influenza le relazioni preda predatore di un individuo attraverso le dimensioni della bocca (Mumby et al. 2006), del corpo (Scharf et al. 2000) e la velocità di nuoto (Schmidt-Nielsen 1984). Poiché la taglia delle prede è in parte determinata da quella del predatore, i predatori sono generalmente più grandi delle loro prede. All'interno della stessa specie, gli individui più grandi generalmente si alimentano su livelli trofici (LTr<sup>6</sup>) più elevati come conseguenza dei cambiamenti della dieta legati all'ontogenesi o al variare della taglia (Jennings et al. 2002b). La conoscenza di base sulla dieta delle specie in relazione alla taglia è cruciale per definire tanto le interazioni dirette quanto quelle indirette con altre specie all'interno di una rete trofica e per comprendere come queste interazioni possono cambiare nel corso della vita degli organismi.

Il fatto che l'alimentazione di una specie possa dipendere dalla taglia si riflette più in generale anche nella strutturazione delle taglie a livello di comunità<sup>7</sup> dove, indipendentemente dalla specie, le classi di taglia più grandi mostrano livelli trofici più elevati (Sholto-Douglas et al. 1991; Fry and Quinones 1994; Jennings et al. 2001). Nonostante a livello di comunità vi sia strutturazione delle taglie, la relazione tra LTr e taglia per gruppi di specie<sup>8</sup> può invece risultare debole (Jennings et al. 2001). Rimane da stabilire quanto questo modello sia generalizzabile. Se in altri sistemi esistessero forti relazioni tra la taglia ed il livello trofico per gruppi di specie<sup>3</sup>, la taglia di una specie

---

<sup>6</sup> Il livello trofico è generalmente definito come LT. In questo contesto è stato utilizzato LTr per evitare confusione con la misura della lunghezza totale dei pesci, anch'essa tradizionalmente abbreviata con LT

<sup>7</sup> cioè quando da una comunità viene calcolato il LTr di classi di taglia composte da individui della stessa dimensione indipendentemente dalla specie e queste classi di taglia risultano correlate positivamente con il livello trofico

<sup>8</sup> Cioè quando viene considerata la relazione tra la taglia di specie differenti (generalmente scelte tra 60% e 80% della loro taglia massima) ed il livello trofico

potrebbe essere utilizzata come un indicatore (proxy) del livello trofico all'interno di quel sistema.

Come dimostrato da numerosi studi (Duplisea et al. 1997; Bianchi et al. 2000; Graham et al. 2005; questa ricerca), i cambiamenti nella struttura di taglia, sia all'interno di una specie che tra specie diverse, possono influenzare in maniera significativa la trofodinamica degli organismi acquatici ed quella di intere comunità marine (Pauly and Watson 2005). Tuttavia, solo pochi lavori hanno effettuato comparazioni sulla trofodinamica di gruppi di specie soggetti a differenti regimi di pesca (St John et al. 2001; Graham et al. 2003). I cambiamenti nella struttura di taglia sono cruciali nel prevedere le risposte delle reti trofiche alla protezione o allo sfruttamento.

Aree chiuse alla pesca possono mitigare gli effetti diretti ed indiretti dello sfruttamento (Collie et al. 2000; Pipitone et al. 2000; Schratzberger e Jennings 2002) e si sono dimostrate utili nel far comprendere quali sono gli effetti causati dalla pesca a livello di ecosistema e quali i meccanismi di recupero legati alla protezione (Murawski et al. 2000; Badalamenti et al. 2002). Per valutare l'impatto dello sfruttamento della pesca sulla struttura trofica, potrebbero essere utilizzate analisi accoppiate sulla taglia del corpo e sul livello trofico tra aree protette e non protette (Jennings et al. 2002b). Queste analisi potrebbero rivelarsi particolarmente valide nel caso di confronti tra aree soggette a diversa pressione di pesca.

### ***Analisi della dieta tradizionale***

Una stima del livello trofico di un organismo può essere ottenuta in diversi modi. I metodi tradizionali includono l'analisi dei contenuti stomacali (Hyslop 1980), l'analisi degli escrementi (Bowen 2000) e l'osservazione diretta in campo (Lukoschek e McCormick 2001) o in laboratorio (Yako et al. 1996; Juanes et al. 2001). Tecniche più recenti includono l'utilizzo di radiotraccianti, profili di acidi grassi, saggi immunologici ed l'analisi degli isotopi stabili di carbonio e azoto (DeNiro and Epstein 1978; 1981; van der Veer et al. 1998; Budge et al. 2002; Iverson et al. 2002).

Il LTr può essere stimato dalle differenti prede ritrovate nell'analisi del contenuto stomacale o degli escrementi o da quelle consumate da un organismo (metodi basati sulle

osservazioni). Queste tecniche fanno affidamento a stime del LTr delle prede e ad alcune misure dell'importanza relativa di una preda (ad esempio abbondanza, volume, peso secco, contenuto energetico o peso del carbonio delle varie prede) per ricavare il LTr del predatore. Per un'analisi volumetrica il livello trofico di un predatore ( $\alpha$ ) può essere determinato seguendo l'equazione 1

$$TLr_{\alpha} = \sum (V_i \times T_i) + 1 \quad (\text{Eq. 1})$$

dove  $TLr_{\alpha}$  = TLR medio del predatore  $\alpha$ ,  $V_i$  = contributo in volume della preda  $i$ -esima alla dieta di  $\alpha$ , e  $T_i$  = TLR dell' $i$ -esima preda, +1 = si usa quando ai produttori primari viene attribuito TLR 1.

Tuttavia vi sono dei problemi associati alla tradizionale analisi della dieta. Per prima cosa l'analisi del contenuto stomacale o quella degli escrementi fornisce solo una documentazione "istantanea" della dieta, infatti molti animali sono consumatori altamente opportunisti e la loro dieta può variare sia nel tempo che nello spazio. Raccogliere dati utili (che abbiano senso) attraverso lo studio dei contenuti stomacali è molto costoso, richiede tempo e spesso è necessaria una indagine distruttiva. Identificare ad esempio i cambiamenti trofici legati alla crescita di una specie può richiedere il campionamento di contenuti stomacali di diverse centinaia di individui per i diversi stadi di maturità. L'analisi dei contenuti stomacali inoltre sottostima, ed in alcuni casi ignora del tutto, certi elementi della dieta (Hyslop 1980), che includono materiale refrattario o amorfo come il plankton gelatinoso ed il detrito (Grey et al. 2001), che possono essere importanti nelle reti trofiche marine (Polunin and Pinnegar 2002). Altre limitazioni includono lo svuotamento degli stomaci durante la cattura (rigurgito), la riduzione in poltiglia o la frantumazione di alcune componenti della dieta (ad esempio attraverso i denti della faringe nei labridi) e la digestione, che rende difficile l'identificazione delle prede (Michener and Schell 1994). L'analisi dei contenuti stomacali si fonda sull'assunzione che il LTr delle prede determina quello del predatore e che tutte le prede ingerite o le componenti di queste prede siano assimilate allo stesso modo (Michener e Schell 1994; Pinnegar e Polunin 2000).

### ***1.3. Analisi degli Isotopi Stabili***

L'analisi degli isotopi stabili fornisce un approccio alternativo alla stima del LTr (France et al. 1998; Jennings et al. 2001). Sebbene non si riesca a conseguire la stessa risoluzione della dieta che si ottiene con l'analisi dei contenuti stomacali, la tecnica degli isotopi stabili garantisce una valutazione mediata sul tempo e sullo spazio della dieta capace di descrivere i legami trofici di una specie e tra le specie e tale da complementare i metodi tradizionali (Hobson and Welch 1992; Davenport and Bax 2002; Harvey et al. 2002).

L'utilità della tecnica degli isotopi stabili consiste nel fatto che esiste una differenza nel rapporto isotopico ( $^{15}\text{N}:$  $^{14}\text{N}$  o  $^{13}\text{C}:$  $^{12}\text{C}$ ) tra prede e consumatori. Questa differenza esiste in quanto i predatori hanno una ritenzione preferenziale degli isotopi pesanti ed una escrezione di quelli leggeri (DeNiro and Epstein 1978; DeNiro and Epstein 1981) che porta ad un aumento relativo dell'abbondanza naturale di  $^{15}\text{N}$  o  $^{13}\text{C}$  (isotopi pesanti) ad ogni passaggio trofico o arricchimento trofico ( $\Delta$ ). Poiché si assume che il  $\Delta\delta^{15}\text{N}$  non vari nei passaggi da un livello trofico inferiore a quello superiore, con un valore medio di circa il 3.4‰ (Minagawa and Wada 1984; Vander Zanden and Rasmussen 2001; Post 2002), il  $\Delta\delta^{15}\text{N}$  è ampiamente utilizzato per stimare i livelli trofici (Post 2002) relativamente al  $\delta^{15}\text{N}$  di un materiale di base di riferimento (Equazione 2)

$$TLr_{\alpha} = \frac{\lambda_{base} + (\delta^{15}N_{\alpha} - \delta^{15}N_{base})}{\Delta_n} \quad (\text{Eq. 2})$$

Dove  $\lambda$  è il livello trofico dell'organismo usato per stimare il  $\delta^{15}\text{N}_{base}$ ,  $\delta^{15}\text{N}_{\alpha}$  è il valore dell'isotopi stabile dell'azoto (in unità delta) del predatore  $\alpha$  e  $\Delta_n$  è il valore di una unità di arricchimento trofico in  $\delta^{15}\text{N}$  per livello trofico (generalmente 3.4‰).

E' da notare che l'arricchimento trofico di consumatori di prede monospecifiche generalmente oscilla tra 2‰ e 5‰ (Post 2002). Ad oggi i meccanismi del frazionamento trofico sono stati scarsamente compresi (Gannes et al. 1997).

Anche per il  $\Delta\delta^{13}\text{C}$  si assume che le variazioni nel passaggio tra livelli trofici siano costanti, con un frazionamento molto piccolo generalmente compreso tra 0‰ e 1.0‰ (DeNiro and Epstein 1978; Vander Zanden and Rasmussen 2001; Post 2002), sebbene nella dieta di singoli individui questo arricchimento può variare tra -3.0‰ e 3.5‰. Assumendo che il  $\Delta\delta^{13}\text{C}$  sia prossimo a 0-1‰, allora i valori di  $\delta^{13}\text{C}$  rimangono simili a quelli del



riferimento basale lungo tutta la rete trofica e possono essere utilizzati per determinare la/le fonti di produzione che sostengono gli organismi ed inoltre possono risultare utili per tracciare il flusso del carbonio in una rete trofica dove le fonti differiscono nell'impronta isotopica (ad esempio produzione marina contro terrestre, alghe macrofite contro fitoplancton, piante C3 contro piante C4, produttori primari bentonici contro produttori primari planctonici) (Fry e Sherr 1984; Minagawa e Wada 1984; Schoeninger e DeNiro 1984; Hobson 1993; Gu et al. 1996). Gli isotopi stabili sono dunque uno strumento ideale per valutare la trofodinamica dei pesci in relazione alla loro taglia corporea e per capire se e come questa relazione possa cambiare nel caso di aree soggette a differenti livelli di sfruttamento da pesca.

### ***Obiettivi***

Questo studio utilizza una zona di divieto della pesca a strascico nel Golfo di Castellammare (GCAST) nella Sicilia Nordoccidentale per studiare **(i)** le relazioni ontogenetiche e quelle legate alla taglia nell'alimentazione di cinque specie di importanza commerciale in assenza di pesca a strascico. **(ii)** Successivamente vengono esaminate le relazioni tra livello trofico e taglia in un gruppo di specie bersaglio per determinare se le dimensioni del corpo di una certa specie possono essere usate come indicatore (proxy) per il suo livello trofico e valutare gli effetti della pesca. **(iii)** Vengono quindi comparate le stime di LTr di alcune specie a GCAST con quelle di due Golfi non protetti (Golfo di Termini Imerese (GTERM) e Golfo di Sant'Agata (GSANT)) della Sicilia settentrionale per valutare se la pesca o la protezione alterano la trofodinamica delle specie ittiche. Infine **(iv)**, vengono comparate le stime di livello trofico ottenute dai valori del  $\delta^{15}\text{N}$  con quelle derivate dall'analisi dei contenuti stomacali utilizzando il software TrophLab, per validare l'esistenza di una sintonia nella stima del livello trofico fornito dalle due tecniche

### **Materiali e Metodi**

Sono stati svolti parallelamente due programmi di campionamento. Il primo finalizzato a valutare l'obiettivo (i) ed il secondo a valutare gli obiettivi (ii-iv).

#### ***2.1 Aree di studio***

GCAST, GTERM e GSANT ricadono nella Sicilia settentrionale, a distanze comprese tra 5 km (GTERM-GSANT) e 200 km (GCAST-GSANT) (Fig. 1). A partire dal 1990 GCAST è stato sottoposto al divieto di pesca a strascico commerciale in un'area di 200 km<sup>2</sup> che include l'intera piattaforma continentale (Pipitone et al. 2000). Sia GTERM che GSANT hanno grandi flotte dedite alla pesca a strascico (Cavaliere et al. 1988; Greco et al. 1993), e l'unica regolamentazione per lo strascico è il divieto di pesca in acque meno profonde di 50 m, che viene applicato a tutte le coste Italiane. Entrambi i Golfi risultano sovrasfruttati dalla pesca (Greco 1994).

Tutti e tre i Golfi sono caratterizzati da un'ampia costa centrale sabbiosa con scogliere a falesia ad entrambi i bordi esterni. Il fondo marino è principalmente mobile (sabbioso/fangoso) con eccezione delle aree poste al di sotto delle falesie, dove si ritrovano massi di crollo .

#### ***Obiettivo (i) – Trofodinamica di singole specie legata alla taglia***

Sono state prese in considerazione 5 specie per valutare le variazioni trofodinamiche legate alla taglia all'interno delle popolazioni per questo specifico obiettivo il campionamento è stato effettuato solo a GCAST. Le specie studiate sono state *Zeus faber*, *Pagellus erythrinus*, *Pagellus acarne*, *Trachurus trachurus* and *Sardina pilchardus*, selezionate sulla base della loro importanza commerciale per le marinerie, della loro presunta funzione all'interno della rete trofica e/o per la quantità di conoscenza esistente sulle loro abitudini alimentari. Un simile studio era stato in precedenza svolto nella stessa area per altre tre specie (Badalamenti et al. 2001): *Lophius budegass*, *Merluccius merluccius* e *Mullus barbatus*, che pertanto non sono state considerate in questo progetto.

I campionamenti sono stati tutti effettuati su fondi mobili a partire dalla tarda primavera fino a tutta l'estate del 2005. Gli adulti sono stati catturati utilizzando una rete a strascico di fondo (lima dei piombi e lima dei sugheri lunghe rispettivamente 31.3m and 41m, con dimensione della maglia stirata da 29 mm alla bocca e da 35 mm al sacco) trainata da un peschereccio commerciale, il motopesca Giaguaro. Le strascicate sono state effettuate ad una velocità media di 2.5 nodi per una durata di 30 minuti. I giovanili sono stati catturati utilizzando una sciabica manovrata da una imbarcazione.

Gli individui appartenenti alle cinque specie bersaglio sono stati separati dal resto della cattura a bordo e portati in laboratorio in giornata dove sono state misurate lunghezza e peso totale (rispettivamente con approssimazione a 5 mm e 0.1 g).

### ***Obiettivi (ii e iii) – Trofodinamica per gruppi di specie nei tre Golfi***

Per valutare le relazioni tra livello trofico e taglia per gruppi di specie e tra Golfi differenti, sono state raccolte 3 repliche indipendenti per ciascuna delle specie dominanti di cefalopodi e pesci che caratterizzano le comunità strascicabili dei tre Golfi studiati. Gli individui raccolti avevano taglia (lunghezza totale per i pesci e lunghezza del mantello per i cefalopodi) corrispondente a circa il 60% della loro lunghezza totale massima ( $L_{max}$ )

$L_{max}$  per le specie ittiche è stato ricavato da FISHBASE (Froese and Pauly 2006) o da ICTIMED (<http://www.cmima.csic.es/ictimed/>).  $L_{max}$  per i cefalopodi è stato ottenuto da CephBase (<http://www.cephbase.utmb.edu>).

### ***Obiettivi (i-iii) – Trattamento dei campioni e analisi degli isotopi stabili***

Sono state estratte porzioni parzialmente scongelate di muscolo dorsale e di tessuto del mantello rispettivamente da pesci e cefalopodi (Pinnegar and Polunin 1999). Le porzioni estratte sono state tagliate in piccoli pezzi e seccate in stufa a 60°C, prima di essere pestate con mortaio e pestello fino ad ottenere una fine polvere da utilizzare per le analisi degli isotopi.

Il contenuto di  $^{15}\text{N}$ ,  $^{14}\text{N}$ ,  $^{13}\text{C}$  e  $^{12}\text{C}$  nei campioni è stato misurato con uno spettrometro di massa per isotopi a flusso continuo, lo spettrometro misura il rapporto tra isotopi pesanti e leggeri nel campione e li compara con uno standard. Da ciascuno dei tessuti muscolari precedentemente essiccati ed omogeneizzati sono stati prelevati due campioni del peso di circa 1 mg, utilizzando una bilancia analitica con precisione di  $\pm 0.01$  mg. I campioni vengono posti all'interno di microcapsule di alluminio di peso noto e vengono quindi sottoposti ad un processo di ossidazione. L' $\text{N}_2$  e la  $\text{CO}_2$  risultanti dal processo di ossidazione sono inviati allo spettrometro di massa dotato di doppio collettore (Automated Nitrogen Carbon Analysis (ANCA) SL 20-20 system; PDZ Europa, Crewe, UK). Lo spettrometro viene calibrato con 2 campioni di riferimento interno (leucina) ogni 5

campioni di tessuto esaminati, al fine di compensare eventuali alterazioni avvenute durante il tempo di analisi.

I rapporti (R) tra isotopi ( $\delta X$ ) vengono espressi come differenze in parti per mille (‰) da un materiale di riferimento (standard):

$$\delta X = (R_{\text{campione}}/R_{\text{standard}} - 1) \times 10^3$$

dove X è  $^{15}\text{N}$  o  $^{13}\text{C}$ , R è il rapporto corrispondente  $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$  o  $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$  e  $\delta$  è la misura degli isotopi pesanti rispetto a quelli leggeri nel campione. Il materiale di riferimento standard utilizzato per il Carbonio è stato Pee Dee Belemnite (PDB) e per N<sub>2</sub> l'azoto atmosferico.

La precisione dell'analisi ottenuta (basata sulla deviazione standard delle repliche dello standard interno) è stata 0.2‰ sia per l'azoto che per il carbonio.

#### ***Obiettivi (i-iii) – Normalizzazione per i Lipidi***

Per una accurata interpretazione dei dati del  $\delta^{13}\text{C}$  è a volte necessario tenere conto delle variazioni del contenuto lipidico dei tessuti. I lipidi sono impoveriti in  $\delta^{13}\text{C}$  rispetto alle proteine (DeNiro and Epstein 1977) e dunque sistematicamente si possono osservare delle tendenze dei valori di  $\delta^{13}\text{C}$  indotte dalla sola variazione del contenuto lipidico. Per effettuare una correzione basata sul contenuto lipidico dei tessuti abbiamo applicato la tecnica di normalizzazione specie-indipendente sviluppata da McConnaughey e McRoy (1979) e successivamente rielaborata da Kiljunen et al (2006) (Equazioni 4 e 5)

$$L = \frac{93}{1 + (0.246 \times (C : N) - 0.775)^{-1}} \quad (\text{Eq. 4})$$

$$\delta^{13}\text{C}' = \delta^{13}\text{C} + D \times \left( I + \frac{3.90}{1 + 287/L} \right) \quad (\text{Eq. 5})$$

dove L = proporzione del contenuto lipidico del campione e  $\delta^{13}\text{C}'$  è il valore normalizzato per i lipidi del campione; C e N sono le proporzioni di carbonio e azoto nel campione;  $\delta^{13}\text{C}$  è il valore misurato nel campione; D è la differenza isotopica tra proteine e lipidi ( $7.018 \pm 0.263$ ); e  $I$  ( $0.048 \pm 0.013$ ) è una costante. Per standardizzare all'interno di una specie e tra specie diverse, tutti i dati di  $\delta^{13}\text{C}$  vengono normalizzati a  $\delta^{13}\text{C}'$ .

## ***Analisi dei dati***

### ***Obiettivi (i e ii) – Analisi in relazione alla taglia***

I valori isotopici ( $\delta^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{13}\text{C}'$ ) ed il rapporto C:N sono stati messi in relazione alla taglia del corpo dei pesci utilizzando regressioni lineari con il programma di statistica Minitab14 (Minitab Inc.). I rapporti C:N sono stati utilizzati come indicatori (proxy) per valutare il contenuto in lipidi dei tessuti (Sweeting et al. 2006) e per valutare i cambiamenti nel contenuto lipidico al variare della taglia del corpo. La significatività è stata fissata a  $P=0.05$  per tutti i casi. Se non specificato altrimenti, tutti gli errori si riferiscono a  $1 \pm$  deviazione standard (DS).

### ***Obiettivo (iii) – Confronto del il livello trofico tra Golfi***

Per il confronto del livello trofici tra i Golfi, sono state estratte 28 specie di pesci e cefalopodi tra quelle campionate e comuni ai 3 Golfi. Le specie sono state classificate a priori in gilde trofiche basandosi sulle conoscenze del comportamento alimentare delle specie al 60% di  $L_{\max}$ . Le 5 gilde trofiche selezionate sono state: 1) consumatori di plancton, 2) consumatori di epibenthos/suprabenthos, 3) consumator di risorse pelagiche, 4) consumatori di benthos (infauna), 5) consumatori di Nectobenthos. I segnali derivanti dagli isotopi sono stati confrontati per mezzo di analisi univariate della varianza basate su permutazioni (PERANOVA) (Anderson 2001) attraverso il programma PRIMER6 con PERMANOVA (Clarke and Gorley 2006). E' stata utilizzata distanza Euclidea per creare matrici di dissimilarità. I valori di P sono stati ottenuti utilizzando 9999 permutazioni dei residui sotto un modello di varianza ridotto (reduced model variance (Anderson 2001)). La significatività è stata fissata a  $P = 0.05$ .

### ***2.6.3 Obiettivo (iv) – Confronto tra le stime di livello trofico ottenute con il metodo del $\delta^{15}\text{N}$ e TrophLab (contenuti stomacali)***

I livelli trofici derivati dai dati dei contenuti stomacali sono stati calcolati per ciascuna specie utilizzando il programma TrophLab (Pauly et al. 2000b), a partire da composizioni quantitative della dieta di dati pubblicati (Tabella 1). Per i livelli trofici derivati dagli isotopi, sono stati utilizzati i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  provenienti dalla precedente

equazione 2.  $\Delta\delta^{15}\text{N}$  è stato fissato pari a 3.2, considerato il valore di frazionamento specifico per il muscolo dei pesci (Sweeting et al. 2007).

Nelle specie con bassi valori di LTr (come ad esempio i copepodi erbivori del mesozooplankton) sono state riportate ampie fluttuazioni dei valori di  $\delta^{15}\text{N}$ . Questo risultato dipende dalla loro rapida velocità di ricambio (turnover) e da una molto piccola integrazione temporale delle fluttuazioni del segnale degli isotopi basali. Un segnale maggiormente integrato nel tempo può essere ottenuto da specie di invertebrati a lunga vita come ad esempio i bivalvi pettinidi (*Pecten* spp.) specie planctivore o consumatrici di detrito (Jennings e Warr 2003). Sfortunatamente nei tre Golfi studiati le specie basali con queste caratteristiche erano decisamente poco abbondanti. Inoltre, nella reti trofiche pelagica e bentonica possono esistere segnali isotopici distinti per le specie basali che poi vengono integrati insieme nei livelli trofici più elevati. Dunque è spesso difficile individuare uno specifico segnale isotopico di riferimento per le specie con livelli trofici elevati che possono utilizzare l'energia proveniente da numerose catene alimentari. Allo scopo di ottenere valori di  $\delta^{15}\text{N}$  integrati con il tempo e con la rete trofica ed utili per derivare i livelli trofici utilizzando i dati degli isotopi stabili è stato determinato il valore medio del  $\delta^{15}\text{N}$  da tutti gli individui appartenenti a specie con livello trofico basso (TLr di 3.0-3.2 basato su dati di letteratura) da ciascun Golfo. A questa media è stato assegnato livello trofico pari a 3.1 ( $\lambda$ ). Il LTr delle altre specie è stato calcolato successivamente attraverso il cambiamento relativo di  $\delta^{15}\text{N}$  rispetto a questo valore. Le stime derivate dal  $\delta^{15}\text{N}$  e TrophLab sono state comparate utilizzando il coefficiente di correlazione lineare di Pearson. La significatività è stata fissata a  $P = 0.05$ .

## **Risultati**

### ***Trofodinamica di singole specie in relazione alla taglia***

Sono stati esaminati individui di *Zeus faber* con lunghezza e peso compresi rispettivamente tra 12cm e 51 cm e 23g e 2.3 kg. I valori di  $\delta^{15}\text{N}$  sono risultati compresi tra un minimo di 9.60‰ ed un massimo di 13.3‰ corrispondenti ad una differenza di 3.70‰, equivalente a 1.2 TLr. I valori di  $\delta^{15}\text{N}$  non sono risultati correlati né con il  $\log_{10}$  della lunghezza né con il  $\log_2$  del peso (Tabella 2, Figura 2a). Anche i dati di  $\delta^{13}\text{C}$  sono risultati

indipendenti dalle dimensioni del corpo con valori compresi tra -18.93‰, e -17.19‰ ed una differenza tra minimo e massimo pari a 1.74‰ (Tabella 2). In questo caso, mancando una relazione tra  $\delta^{13}\text{C}$  e taglia, il comportamento alimentare della specie risulta ben descritto dal valore medio del  $\delta^{13}\text{C}$ :  $-17.88\text{‰} \pm 0.43$ . Il contenuto lipidico, basato sul rapporto C:N, è risultato simile per tutte le taglie (Tabella 2) di conseguenza la normalizzazione per i lipidi di Kiljunen et al (2006) non ha alterato il rapporto tra  $\delta^{13}\text{C}$  e taglia del corpo. La normalizzazione per il lipidi ha determinato un aumento del  $\delta^{13}\text{C}$ . La correlazione tra  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  è risultata positiva e significativa (Indice di Pearson = 0.444,  $P = 0.014$ )

Le dimensioni dei *Pagellus erythrinus* esaminati sono risultate comprese tra 6.5 cm e 33 cm di lunghezza e tra 4g e 402g in peso. La differenza tra il valore minimo e massimo  $\delta^{15}\text{N}$  è risultato pari a circa di 1 LTr (3.26‰), variando da un minimo di 9.70‰ ad un massimo di 12.96‰. I valori di  $\delta^{15}\text{N}$  sono risultati fortemente correlate linearmente con il  $\log_{10}$  della lunghezza e con il  $\log_2$  del peso (Tabella 2, Figura 3a). La taglia spiega più del 92% della varianza totale del  $\delta^{15}\text{N}$ . La differenza tra il valore minimo e massimo del  $\delta^{13}\text{C}$  è risultata simile a quella misurata per *Z. faber*, 1.78‰ con un minimo di -16.28‰ ed un massimo di -14.50‰. Nè il  $\log_{10}$  della lunghezza nè il  $\log_2$  del peso sono risultati correlati al  $\delta^{13}\text{C}$  (Table 2) ed il rapporto del  $\delta^{13}\text{C}$  con la taglia risulta ben descritto dal valore medio:  $-16.87 \pm 0.49$ . Il rapporto C:N è risultato costante al variare della taglia suggerendo una modesta variazione del contenuto lipidico per questa specie. Di conseguenza anche i valori di  $\delta^{13}\text{C}$  normalizzati per i lipidi non hanno mostrato alcuna relazione con la taglia. La normalizzazione per i lipidi ha prodotto valori di  $^{13}\text{C}$  arricchiti con una media pari a  $-15.73\text{‰} \pm 0.48$  (Figura 3b). Non è stata registrata alcuna correlazione tra i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  (Indice di Pearson = 0.153,  $P = 0.455$ ).

Gli individui di *Pagellus acarne* campionati sono risultati di taglia compresa tra 6.0 cm e 18.5 cm di lunghezza e 2.4g e 85.0g in peso. L'intervallo di differenza tra il valore minimo (8.50‰) e massimo (11.09‰) per il  $\delta^{15}\text{N}$  è risultato pari a 2.59‰, corrispondente a circa  $\frac{3}{4}$  di LTr. I valori di  $\delta^{15}\text{N}$  sono risultati significativamente correlati con la taglia degli individui (Tabella 2, Figura 4a). Contrariamente al piccolo dell'intervallo?? di differenza osservato per  $\delta^{15}\text{N}$ , quello del  $\delta^{13}\text{C}$  è risultato 2.57‰ (minimo -19.71‰ e massimo -

17.14‰), un valore elevato se comparato a quello delle altre specie studiate. I valori di  $\delta^{13}\text{C}$  sono inoltre risultati positivamente correlati alle taglia. Questo intervallo è risultato ancora più marcato una volta che si è tenuto conto del contenuto lipidico poiché il rapporto C:N per questa specie è aumentato significativamente con la taglia degli organismi (Tabella 2) suggerendo quindi un maggiore contenuto lipidico nei pesci più grandi. Tenendo conto dell'influenza dei lipidi, i valori di  $\delta^{13}\text{C}$  corretti hanno determinato, nella relazione con la taglia, una pendenza della regressione più accentuata ( $\delta^{13}\text{C}' = 5.9189 \pm 0.5531 \text{ Log}_{10}$  lunghezza -  $29.1450 \pm 1.0890$ ,  $R^2_{(\text{adj})} = 0.934$ ,  $F_{1,7} = 114.50$ ,  $P < 0.001$ ;  $\delta^{13}\text{C}' = 1.2518 \pm 0.1711 \text{ Log}_2$  peso -  $19.2711 \pm 0.2792$ ,  $R^2_{(\text{adj})} = 0.868$ ,  $F_{1,7} = 53.50$ ,  $P < 0.001$ ) (Figura 4b). I valori di  $\delta^{15}\text{N}$  sono risultati fortemente correlate a quelli di  $\delta^{13}\text{C}$  (Indice di correlazione di Pearson = 0.881,  $P = 0.002$ ).

Gli individui di *Trachurus trachurus* campionati sono risultati di taglia compresa tra 6.0 cm e 22.0 cm di lunghezza e 2.4g e 95.0g in peso. L'intervallo di differenza tra il valore minimo (7.88‰) e massimo (10.95‰) del  $\delta^{15}\text{N}$  è risultato pari a 3.07‰. I valori di  $\delta^{15}\text{N}$  sono risultati positivamente e significativamente correlati con il  $\log_{10}$  della lunghezza ed il  $\log_2$  del peso degli individui (Tabella 2, Figura 4a). I valori del  $\delta^{13}\text{C}$  hanno mostrato variazioni comprese tra -20.49‰ to -18.43‰ con una differenza tra minimo e massimo pari a 2.06‰ e sono risultati positivamente correlati con il  $\text{Log}_{10}$  della lunghezza ma non con il  $\log_2$  del peso (Table 2). Tuttavia, tenendo conto delle variazioni del rapporto C:N con la taglia attraverso la normalizzazione effettuata per i lipidi i risultati delle regressioni migliorano ed anche la relazione  $\delta^{13}\text{C}' \text{ Log}_2$  del peso diventa significativa ( $\delta^{13}\text{C}' = 2.3221 \pm 0.3080 \text{ Log}_{10}$  della lunghezza -  $22.7294 \pm 0.6131$ ,  $R^2_{(\text{adj})} = 0.875$ ,  $F_{1,7} = 56.85$ ,  $P < 0.001$ ;  $\delta^{13}\text{C}' = 0.2465 \pm 0.0322 \text{ Log}_2$  del peso -  $18.8999 \pm 0.1194$ ,  $R^2_{(\text{adj})} = 0.878$ ,  $F_{1,7} = 58.74$ ,  $P < 0.001$ ) (Figure 4b). I valori di  $\delta^{15}\text{N}$  sono risultati fortemente correlati con quelli di  $\delta^{13}\text{C}$  (Indice di correlazione di Pearson = 0.921,  $P < 0.014$ ).

Gli individui di *Sardina pilchardus* campionati sono risultati di taglia compresa tra 3.0 cm e 16.5 cm di lunghezza e 3.3g e 36.0g in peso. I valori di  $\delta^{15}\text{N}$  sono risultati compresi tra 5.94‰ e 7.90‰, il più piccolo (1.96‰) tra gli intervalli di  $\delta^{15}\text{N}$  misurati per le specie di questo studio. I valori di  $\delta^{15}\text{N}$  sono risultati positivamente e significativamente correlati con la taglia (Tabella 2, Figure 4a). I valori di  $\delta^{13}\text{C}$  sono risultati compresi tra -



20.79‰ e -18.90‰ (differenza pari a 1.89‰) e non hanno mostrato significative relazioni né con il  $\log_{10}$  della lunghezza né con il  $\log_2$  del peso (Tabella 2, Figura 4a). Il valore medio del  $\delta^{13}\text{C}$  è risultato  $-20.21\text{‰} \pm 0.56$ . Il rapporto C:N per questa specie è risultato indipendente dalle dimensioni corporee (Tabella 2) ed inoltre relativamente elevato e variabile ( $4.11 \pm 0.17$ ) se confrontato con quello delle altre specie esaminate. Dopo aver effettuato la normalizzazione per i lipidi, i valori di  $\delta^{13}\text{C}'$  sono rimasti indipendenti da quelli delle dimensioni del corpo. Il valore medio  $\delta^{13}\text{C}'$  normalizzato per i lipidi è risultato pari a  $-18.27\text{‰} \pm 0.39$  (Figure 4b). La relazione tra  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}'$  non è risultata significativa (Indice di correlazione di Pearson = 0.305, P = 0.463).

### ***Trofodinamica legata alla taglia per gruppi di specie nei tre Golfi***

Sono state campionate rispettivamente 28, 27 e 23 specie a GCAST, GSANT e GTERM. L'elenco di queste specie ed i relativi valori di  $L_{\max}$ , lunghezza media,  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}'$  sono riportati in Tabella 3. In tutti e tre i Golfi è stata riscontrata una significativa e positiva relazione tra i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  delle specie al 60% di  $L_{\max}$  ed il  $\text{Log}_{10}$  di  $L_{\max}$  (Tabella 4 Figure 5). La pendenza della regressione è risultata maggiore a GCAST e minore a GTERM sebbene le pendenze delle regressioni non differiscano in modo statisticamente significativo (ANCOVA interazione P > 0.05). Solo per GCAST è stata registrata una relazione significativa tra i valori di  $\delta^{13}\text{C}$  o  $\delta^{13}\text{C}'$  al 60% di  $L_{\max}$  ed il  $\text{Log}_{10}$   $L_{\max}$  (Tabella 4 Figura 6). Il contenuto lipidico, definito dal rapporto C:N, non ha mostrato alcuna relazione con  $L_{\max}$ . Considerando inoltre le differenze tra le specie, il contenuto in lipidi ha un piccolo impatto per quanto riguarda le conclusioni che riguardano il  $\delta^{13}\text{C}$  (Tabella 4). I valori di  $\delta^{15}\text{N}$  sono risultati correlati a quelli di  $\delta^{13}\text{C}'$  in tutti e tre i Golfi, ma maggiormente a GCAST (Indice di correlazione di Pearson: GCAST = 0.857, P = 0.000; GSANT = 0.513, P = 0.006; GTERM = 0.534, P = 0.009). La correlazione ha una pendenza più che doppia a GCAST (trend line gradient GCAST 1.318; GSANT 0.595; GTERM 0.522) (Figura 7).

### ***Confronto tra i livelli trofici di diverse gilde trofiche (alimentari?) nei tre Golfi***

La PERANOVA sui valori di  $\delta^{15}\text{N}$  ha evidenziato una interazione significativa Golfo\*Gilda trofica che, quando ripartita nelle diverse componenti, rivela significativo il

termine Regime di Protezione\*Gilda trofica ma non significativo il termine Golfi controllo\*Gilda trofica. Cioè i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  di una particolare gilda trofica variano tra golfo protetto e golfi non protetti ma i golfi non protetti non differiscono tra loro nei valori di  $\delta^{15}\text{N}$  di una determinata gilda trofica (Tabella 5, Figura 8). I confronti a coppia a posteriori suggeriscono che le specie che si alimentano nella colonna d'acqua, planctivori e consumatori di risorse pelagiche, hanno valori di  $\delta^{15}\text{N}$  simili, indipendentemente dalla protezione. Di contro, le specie che si alimentano in prossimità del fondo (consumatori di benthos, epi/suprabenthos e nectobenthos) mostrano valori di  $\delta^{15}\text{N}$  significativamente diversi, con GCAST che differisce per avere valori maggiori rispetto a GSANT e GTERM che tra loro risultano simili. (Figure 8).

Le differenze tra golfi sono risultate più consistenti nei livelli trofici più elevati. Infatti, sono apparse relativamente piccole per i consumatori di benthos ed epi/suprabenthos ma più consistenti per i consumatori di nectobenthos. Questa modalità (pattern) non è così evidente anche per i consumatori che si alimentano nella rete trofica pelagica, sebbene sia apparsa una tendenza simile. I consumatori di plancton non hanno mostrato differenze tra i golfi invece i consumatori di risorse pelagiche a GCAST sono risultati quelli con i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  più elevati dei tre Golfi. Tuttavia nei confronti a coppia sono risultate differenze significative solamente tra GCAST vs. GTERM.

### ***Confronto tra le stime di livello trofico effettuate utilizzando i dati di $\delta^{15}\text{N}$ e quelli dei contenuti stomacali***

Il confronto tra i due metodi è stato effettuato a partire dai dati di livello trofico medio stimati per le specie bersaglio che compongono il popolamento strascicabile nei tre Golfi. I risultati ottenuti per le stime di livello trofico con i due metodi utilizzati mostrano una debole, sebbene significativa correlazione per tutti e tre golfi (Coefficiente di correlazione di Pearson: GCAST = 0.422, P = 0.013; GSANT = 0.517, P = 0.003; GTERM = 0.444, P = 0.018) (Figura 9). Nel complesso i dati sono apparsi poco aggregati ed i livelli trofici derivati per una determinata specie utilizzando i due metodi possono differire fino a 0.95 LTr come ad esempio per *Pagellus erythrinus* a GCAST ( $\delta^{15}\text{N}$  TLR 4.32, TrophLab TrL 3.37) e *Octopus vulgaris* per GSANT ( $\delta^{15}\text{N}$  TLR 3.26, TrophLab TLR 4.20).

## **Discussione**

### ***Trofodinamica di singole specie in relazione alla taglia***

#### ***Zeus faber***

I segnali isotopici per *Zeus faber* sono rimasti costanti lungo tutto lo spettro delle taglie esaminate a GCAST, suggerendo pochi o nessun cambiamento della dieta nel corso della vita di questa specie. Non esistono dati pubblicati sugli isotopi per *Zeus faber* e dunque risulta impossibile effettuare confronti. Tuttavia, dati relativi a contenuti stomacali suggeriscono che *Z. faber* è inizialmente planctonofago, fino ad una taglia di 8 cm LT e poi progressivamente cambia la sua dieta basandola su pesci. A partire dai 14 cm di LT *Z. faber* diventa prevalentemente piscivoro e rimane tale indipendentemente dalla taglia per il resto della vita (Stergiou e Fourtouni 1991). Solamente uno degli individui da noi campionati era di taglia inferiore ai 14 cm LT (12 cm) ed aveva un segnale isotopico simile a quello degli individui di maggiori dimensioni, suggerendo che tutti gli individui raccolti avevano completato il cambio della dieta verso una alimentazione piscivora che avviene tra gli 8 e i 14 cm. In questo senso i dati che provengono dai contenuti stomacali coincidono con quelli isotopici

Basandosi su dati provenienti da contenuti stomacali, Silva (1999) ha osservato un secondo cambiamento nella dieta di *Zeus faber* attorno a 25-30 cm di LT, coincidente con la raggiunta maturità sessuale. Gli autori riportano un cambiamento da una dieta basata su pesci benthopelagi allo sfruttamento di una più ampia selezione di prede della colonna d'acqua, incluse specie pelagiche che vivono in banco. Tuttavia, l'eventuale passaggio di livello trofico associato a questo cambiamento, se ve ne è uno, non è stato valutato. Questo secondo cambio della dieta, insieme al fatto che le dimensioni medie delle prede di *Zeus faber* aumentano al crescere della taglia (Stergiou and Fourtouni 1991), dovrebbe contribuire a variare il segnale isotopico nelle classi di taglia più grandi. Tale variazione non è stata tuttavia osservata a GCAST dove probabilmente questo processo non avviene.

#### ***Pagellus eyrthrinus***

Non sono stati trovati in letteratura dati comparabili a quelli raccolti a GCAST per *P. eyrthrinus*. Il fatto che i dati relativi agli isotopi suggeriscono una relazione positiva tra  $\delta^{15}\text{N}$  e taglia è supportato dai risultati di precedenti studi sull'analisi dei contenuti stomacali per classi di taglia (Ardizzone and Messina 1983; Rosecchi 1983). Questi studi hanno evidenziato che *P. eyrthrinus* ha una dieta basata su organismi bentopelagici come anfipodi, cefalopodi, echinodermi, molluschi, pesci e policheti. I cambiamenti della dieta sono guidati da cambiamenti nel contributo relativo di queste prede all'alimentazione della specie. Su *P. eyrthrinus* recentemente sono stati condotti pochi studi sui contenuti stomacali.

### ***Pagellus arcarne***

Come per la precedente specie la nostra sembra essere la prima volta che viene quantificato il cambiamento della dieta in relazione alla taglia utilizzando gli isotopi. I dati ottenuti suggeriscono che questa specie è soggetta ad un cambiamento della dieta verso livelli trofici più elevati al crescere della taglia. La specie inoltre mostra un particolare e pronunciato cambiamento nei valori del  $\delta^{13}\text{C}$  associati alla taglia. I dati disponibili dalla letteratura per questa specie contraddicono i risultati ottenuti con gli isotopi. Infatti, i dati provenienti dai contenuti stomacali indicano una diminuzione del livello trofico al crescere della taglia (Papaconstantinou et al. 1989) come risultato di un cambio relativo nel contributo delle prede alla dieta mista di questa specie basata su anfipodi, decapodi, molluschi, ofiure, pesci e policheti. Considerata questa modalità di dieta, anche i forti cambiamenti nei valori di  $\delta^{13}\text{C}$  erano inattesi.

### ***Trachurus trachurus***

*T. trachurus* ha mostrato una tendenza all'aumento dei valori di  $\delta^{15}\text{N}$  in relazione alla taglia a GCAST. Un cambiamento della dieta correlato alla taglia era stato osservato in precedenza per la stessa specie in località diverse. Ad esempio la seguente relazione  $\delta^{15}\text{N} = 0.177 \log_2 \text{peso} + 10.043$  è riportata da Bode et al. (2006) per popolazioni della piattaforma continentale nordoccidentale iberica mentre Jennings et al. (2002) riportano  $\delta^{15}\text{N} = 0.19$

$\log_2$  peso + 14.42 per il mare del nord. Per queste due località si osservano valori simili ed un più modesto incremento del  $\delta^{15}\text{N}$  in relazione alla taglia rispetto a quanto osservato a GCAST ( $\delta^{15}\text{N} = 0.463x + 7.70$ ). Una minore importanza viene data ai valori dell'intercetta di queste relazioni che riflette sia differenze spaziali nei valori di  $\delta^{15}\text{N}$  di riferimento (Jennings and Warr 2003) sia correlazioni dell'intercetta con la pendenza della regressione. Non è stata invece osservata alcuna correlazione tra i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  e la taglia in uno studio condotto nella parte settentrionale del Golfo di Biscaglia (Le Loc'h and Hily 2005). I dati relativi alle tendenze del  $\delta^{13}\text{C}$  rispetto alla taglia sono limitati, e il solo studio ad averle valutate non ha trovato alcuna correlazione significativa (Le Loc'h and Hily 2005).

Basandosi sui dati dei contenuti stomacali, *T. trachurus* possiede una ampia dieta principalmente basata su risorse pelagiche che includono alghe, cefalopodi, crostacei, molluschi, pesci, larve di pesci e policheti (Stergiou and Karpouzi 2002). Vi sono due meccanismi che possono spiegare l'aumento del livello trofico di questa specie con la taglia: a) cambiamenti della composizione della dieta e b) delle dimensioni delle prede. Esistono dati per supportare entrambi i meccanismi che provengono dagli studi dei contenuti stomacali. Sono stati riportati cambiamenti della dieta nel corso della vita di questa specie per il Mar Adriatico, dove all'aumentare della taglia di *T. trachurus* aumenta il contributo alla dieta dei pesci e diminuisce quello degli eufausiacei (Santic et al. 2005). Inoltre, come osservato nella piattaforma continentale del Mar Cantabrico (Spagna Nordoccidentale) anche la dimensione delle prede può aumentare all'aumentare della taglia di *T. trachurus* (Olaso et al. 1999). Poiché a livello di comunità i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  aumentano in relazione alla taglia (Jennings et al. 2001) i predatori di maggiori dimensioni avranno mediamente un livello trofico maggiore, anche se la composizione della dieta rimane invariata.

### ***Sardina pilchardus***

*S. pilchardus* ha mostrato a GCAST un incremento dei valori di  $\delta^{15}\text{N}$  all'aumentare della taglia. Questo dato è in contrasto con quanto riportato per la piattaforma continentale Iberica (Bode et al. 2006) dove la specie ha mostrato una relazione negativa dei valori di

$\delta^{15}\text{N}$  all'aumentare della taglia ( $\delta^{15}\text{N} = -0.157 \log 2 \text{ peso} + 11.621$ ) attribuita ai cambiamenti nell'efficienza di filtrazione delle branchiospine con l'aumentare della taglia. Di contro, nella stessa area, Bode et al (2003) hanno trovato per gli individui con taglia > di 18 cm di LT che i valori di  $\delta^{13}\text{C}$  diminuiscono mentre quelli di  $\delta^{15}\text{N}$  aumentano. Dunque la relazione del  $\delta^{13}\text{C}$  e del  $\delta^{15}\text{N}$  con la taglia variano sia nello spazio che nel tempo per questa specie (Bode et al. 2003; Bode et al. 2006). Anche per l'acciuga Giapponese (*Engraulis japonicus*) sono state osservate variazioni dei valori isotopici legati alla crescita del corpo ad una specifica taglia soglia (Lindsay et al. 1998). L'ampiezza del campione raccolto a GCAST non è abbastanza grande da poter valutare quale sia questo punto di rottura nella linea di tendenza positiva tra valori isotopici e taglia degli individui.

I contenuti stomacali di *Sardinia pilchardus* per il Mediterraneo riportano, tra le varie prede, cladoceri, copepodi, diatomee, eufausiacei, larve, piante e uova, (Stergiou e Karpouzi 2002) ma non sono stati effettuati studi per esaminare eventuali cambiamenti ontogenetici o legati alla taglia della dieta.

Esistono dati sufficienti per poter affermare che i cambiamenti della dieta legati alla taglia sono una caratteristica comune, se non ubiquitaria, della trofodinamica dei pesci, come dimostrato dagli studi effettuati da diversi autori (Lindsay et al. 1998; Herzka and Holt 2000; Badalamenti et al. 2002; Jennings et al. 2002a; Jennings et al. 2002b; Bode et al. 2003; Deudero et al. 2004). Nella maggior parte dei casi le relazioni sono positive e sia lineari (Badalamenti et al. 2002) che log lineari (Jennings et al. 2002a). Il decremento dei valori di  $\delta^{15}\text{N}$  all'aumentare della taglia sono comuni nei piccoli pesci planctivori come ad esempio lo spratto e l'aringa (Jennings et al. 2002b) ed in alcune altre specie come la platessa (Jennings et al. 2002b). Solo raramente le specie mostrano un netto punto di rottura che sta ad indicare un cambiamento ontogenetico (Lindsay et al. 1998) della dieta (sviluppo morfologico) piuttosto che un cambiamento legato alla taglia (crescita).

L'ampiezza campionaria necessaria per poter valutare le variazioni della dieta all'interno delle popolazioni utilizzando il metodo dei contenuti stomacali è proibitiva ed esistono pochi dati al riguardo. I dati meno dettagliati ma che integrano le informazioni nel tempo prodotti in una analisi degli isotopi possono fornire utili informazioni in tal senso. Tuttavia, nonostante la diffusa applicazione della tecnica dell'analisi degli isotopi

stabili per lo studio delle diete, lo studio delle variazioni del livello trofico legate alla taglia all'interno delle popolazioni della stessa specie ha ricevuto poca attenzione (Vander Zanden et al. 2000; Deudero et al. 2004). Risulta chiaro dagli studi citati e dalla discussione precedente che esiste un grande potenziale di variabilità nella trofodinamica legata alla taglia tra le popolazioni. Molti pesci mostrano una elevata plasticità della dieta e di conseguenza della loro posizione trofica. Lo sviluppo di specifici studi ed analisi per esaminare le cause di questa variabilità rappresentano il naturale passo successivo da compiere.

### ***Trofodinamica legate alla taglia per gruppi di specie nei tre Golfi***

I valori di  $\delta^{15}\text{N}$  per il gruppo di specie esaminato nei tre golfi sono risultati dipendenti dai valori associati di  $L_{\text{max}}$ . La dipendenza osservata si è tuttavia dimostrata debole (GCAST e GSANT) o assente (GTERM) e comunque tale da sconsigliare l'utilizzo di  $L_{\text{max}}$  come valido indicatore per stimare il livello trofico (la varianza spiegata ( $R^2$ ) è sempre risultata inferiore a 0.28). Sarebbe dunque irrealistico effettuare previsioni accurate sul livello trofico di una specie a partire dalla sola taglia. Le nostre conclusioni concordano con l'unico studio simile condotto da Jennings et al. (2001) che hanno trovato una debole relazione tra taglia per gruppi di specie e livello trofico nel mar Celtico, con valori di dipendenza e varianza spiegata ( $\delta^{15}\text{N} = 2.24 \log_{10} \text{LT} + 7.55$ ;  $R^2 = 21\%$ ) comparabili a quelli ottenuti per GCAST e GSANT e nessuna relazione nel Mare del Nord come per GTERM. Jennings et al. (2001) suggeriscono tre potenziali cause per spiegare la debolezza o l'assenza di una relazione tra dimensioni del corpo ( $L_{\text{max}}$ ) e livello trofico: (i) il livello trofico non è limitato dalla taglia massima del corpo delle specie; (ii) le variazioni spaziali e temporali dei valori di  $\delta^{15}\text{N}$  delle specie riducono il potere dell'analisi; (iii) i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  non forniscono una buona stima del livello trofico. Nel caso del nostro studio le ultime due cause possono non essere prese in considerazione per le seguenti ragioni: a) nei tre Golfi è stata osservata una piccolissima eterogeneità dei valori di  $\delta^{15}\text{N}$ ; b) i gruppi funzionali a basso livello trofico, come ad esempio i planctivori, che riflettono i valori basali di  $\delta^{15}\text{N}$  hanno mostrato valori simili tra i tre Golfi (Figura 8). Parallelamente al nostro studio sono state raccolte altre specie basali bentoniche e pelagiche che includevano: copepodi del

mesozooplankton e del suprabenthos, crostacei planctivori epibentonici (*Leptomysis gracilis*) e detritivori sub-superficiali (*Alpheus glaber*). I valori isotopici di queste specie sono risultati comparabili tra i tre Golfi suggerendo la mancanza di variabilità spaziale anche a questo livello (Fanelli 2007).

E' difficile che le nostre conclusioni possano essere influenzate dalla variabilità temporale. L'integrazione temporale del segnale isotopico dovrebbe essere stata raggiunta/ottenuta nella maggior parte delle specie studiate in quanto di grandi dimensioni (Hesslein et al. 1993; MacAvoy et al. 2001). I pesci in età giovanile a crescita veloce mostrano la più rapida velocità di ricambio dei tessuti, derivante dalla rapida diluizione del segnale isotopico con la crescita di nuovo tessuto. Questo studio si è focalizzato su individui adulti al 60% del loro  $L_{max}$  quando la crescita tende a diventare asintotica. Anche per specie di piccole dimensioni, quelle con  $L_{max}$  inferiore a 20 cm, i tempi per raggiungere un equilibrio isotopico sono verosimilmente superiori ai 6 mesi (Sweeting et al. 2005), e la variazione temporale del segnale isotopico è rapidamente integrata nelle classi di peso (taglia) maggiori (Jennings dati non pubblicati).

Considerando che l'analisi effettuata assume che i valori di  $\delta^{15}N$  riflettono quelli del livello trofico, viene anche fatta l'assunzione inerente che i valori di  $\delta^{15}N$  alla base della rete trofica e quelli di  $\Delta\delta^{15}N$  sono simili per tutte le specie. Sweeting et al (2007) hanno esaminato la variazione nel  $\Delta\delta^{15}N$  di numerose specie ittiche. La loro sintesi suggerisce che alcune specie si comportano da "outliers". Dalle informazioni disponibili risulta poco chiaro se i pochi casi con valori estremi di  $\Delta\delta^{15}N$  derivano da artefatti o rappresentano delle vere e proprie differenze. Ne deriva che studi disegnati su un gran numero di specie e che usano stime di  $\Delta\delta^{15}N$  comprese tra 3.0‰ e 3.4‰, come nel nostro caso, incorreranno difficilmente a grandi errori nella relativa stima del livello trofico da attribuire ad una specie ittica all'interno dei 2-3 livelli trofici che può occupare durante il ciclo vitale.

Per caratterizzare in maniera adeguata il  $\delta^{15}N_{base}$  di ciascuna specie sarebbe necessario disporre del contributo relativo alla dieta complessiva di ogni fonte di cibo isotopicamente distinta. Se da una parte questo dato potrebbe essere determinato in maniera relativamente facile per specie che si alimentano consistentemente di una sola fonte di cibo, ad esempio i planctivori, dall'altra il calcolo diventerebbe estremamente difficile nel caso



di specie onnivore o di predatori apicali che integrano le fonti di energia provenienti da numerose reti trofiche e dunque da numerosi fonti di produzione. Avendo derivato un valore medio da numerose specie di livello trofico basso pensiamo di avere ottenuto una buona approssimazione del valore di  $\delta^{15}\text{N}$  basale (di riferimento) per i livelli più elevati della rete trofica minimizzando allo stesso tempo l'errore massimo possibile per ogni specie. I risultati ottenuti sono dunque in linea con quella che è la debole relazione tra livello trofico e taglia degli organismi per gruppi di specie trovata altrove (Mare del Nord: Jennings et al. 2001; fiume Ciranuco, Venezuela: Layman et al. 2005).

E' stato supposto che il grado di strutturazione delle taglie per gruppi di specie (cioè l'esistenza di una relazione tra taglia e livello trofico per gruppi di specie esaminate contemporaneamente) sia legato alla complessità dei sistemi (Layman et al. 2005). Secondo Layman et al. (2005) sistemi complessi che permettono l'utilizzo di una grande quantità di nicchie dovrebbero nel loro insieme limitare il grado di strutturazione delle taglie in quanto ci sarebbero numerose e differenti piccole ed indipendenti reti trofiche legate alle diverse nicchie. Queste singole reti trofiche potrebbero essere strutturate al loro interno in rapporto alla taglia ma la strutturazione si perde se il sistema complesso viene analizzato nel suo insieme. Questa teoria non è supportata dai nostri dati che mostrano come nella piattaforma continentale del Mediterraneo, un sistema ad elevata diversità specifica, vi sia, sebbene debole, una strutturazione delle taglie tra gruppi di specie e dal fatto che in un sistema molto più semplice, come quello dei popolamenti demersali del mare del nord, questa strutturazione invece manchi.

I dati suggeriscono che siano altri i fattori e non la complessità del sistema a guidare la debole relazione osservata tra taglia e livello trofico delle specie. Potrebbe trattarsi piuttosto di a) una specializzazione di nicchia al livello di taglia (ad esempio taglie piccole con alto livello trofico) già osservata in tre ambienti acquatici molto diversi (Mar Tirreno questo studio; Mare del Nord e Mar Celtico (Jennings et al. 2001); fiume Ciranuco Venezuela (Layman et al. 2005)) e tale che qualunque classe di taglia possa sfruttare un ampio intervallo di livelli trofici; oppure b) del risultato di una diffusa onnivoria che porta ad ampie nicchie trofiche che differiscono poco in relazione a  $L_{\max}$ . Non è necessario che

si tratti dello stesso processo in tutte le località purtroppo i soli dati degli isotopi non sono in grado di distinguere di quale processo si tratti.

I valori di  $\delta^{13}\text{C}$  delle specie esaminate sono risultati dipendere solamente dalla lunghezza massima del corpo ed esclusivamente a GCAST. La relazione non è risultata dipendere da una sistematica variazione del contenuto lipidico dei tessuti al crescere della taglia in quanto la stessa tendenza è stata registrata anche dopo aver effettuato la normalizzazione per i lipidi. L'ipotesi che la mancanza di una qualsiasi relazione tra i valori di  $\delta^{13}\text{C}$  e taglia per GSANT e GTERM possa essere spiegata da una variazione spaziale o temporale può essere scartata per le stesse ragioni che sono state utilizzate a proposito del  $\delta^{15}\text{N}$ . La più probabile spiegazione è che vi siano dunque molteplici fonti di produzione a sostenere molteplici catene alimentari, in linea con la segregazione delle nicchie indipendente dalla taglia che implicano i risultati ottenuti per il  $\delta^{15}\text{N}$ . La debole relazione tra taglia e valori di  $\delta^{13}\text{C}$  trovata a GCAST può rappresentare l'esistenza di un frazionamento trofico del  $\delta^{13}\text{C}$  che avviene nella più lunga rete trofica dell'area non strascicabile. Una spiegazione alternativa è che le risorse basali mostrano meno variabilità tra le nicchie a GCAST e di conseguenza la minore variabilità fa aumentare il potere dell'analisi nell'individuare le relazioni o tendenze.

I risultati provenienti dall'analisi degli isotopi a GCAST concordano fortemente con quanto riportato nel lavoro di revisione basato su dati di contenuti stomacali di Stergiou e Karpouzi (2002). Basandosi sui dati di 144 specie provenienti dall'intero Mediterraneo, gli autori hanno trovato relazioni significative tra i valori medi di livello trofico ed  $L_{max}$  (Stergiou e Karpouzi 2002). La relazione trovata è tuttavia debole con differenze pari a 1.1 livelli trofici in specie che variano tra una  $L_{max}$  di 6 cm, ad esempio di un gobide ed una  $L_{max}$  di 450 cm, ad esempio di *Xiphias gladius*. Una estrapolazione cautelativa dalla regressione calcolata a GCAST tra i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  ed  $L_{max}$ , e tale da comprendere lo stesso intervallo di taglia (6-450cm) mostra la stessa differenza (3.6‰ = 1.1 livelli trofici).

#### **4.3. Confronto tra i livelli trofici di diverse gilde trofiche (alimentari?) nei tre golfi**

Le analisi effettuate evidenziano differenze sistematiche dei valori di  $\delta^{15}\text{N}$  tra i tre Golfi. Le differenze osservate per i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  si fanno più marcate all'aumentare dei valori di livello trofico e sono risultate maggiori nelle specie bentivore rispetto a quelle

planctivore. Ne consegue che, o i valori basali (di riferimento) per il  $\delta^{15}\text{N}$  sono differenti nei tre Golfi, oppure le differenze osservate sono da attribuire all'effetto del divieto di pesca a strascico a GCAST in un'area di  $200\text{km}^2$ . I dati del nostro studio tendono a favorire la seconda ipotesi.

Sebbene non fosse tra gli obiettivi di questa ricerca effettuare analisi degli isotopi su risorse di base nei tre golfi, i risultati di uno studio parallelo (condotto nelle stesse località e nello stesso periodo) volto proprio a caratterizzare isotopicamente queste risorse non ha rilevato differenze tra i valori di  $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$  tra i Golfi (Fanelli, 2007) (come discusso precedentemente). Inoltre, se gli effetti osservati fossero da attribuire puramente a differenze tra i valori di  $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$  nei tre Golfi, allora le stesse differenze dovrebbero essere presenti per tutti i livelli trofici e per tutte le gilde trofiche.

La biomassa ittica di GCAST è aumentata in maniera inattesa come diretto risultato della chiusura alla pesca a strascico (Pipitone et al. 2000) con conseguenze per gli spettri di taglia della comunità (questo rapporto) e per la composizione in specie. Questi cambiamenti si riflettono verosimilmente anche sulla trofodinamica delle specie che compongono il popolamento.

Molte specie vanno incontro a cambiamenti della dieta legati alla taglia che si ritrovano nel segnale isotopico dei tessuti (Badalamenti et al. 2002; Jennings et al. 2002a; Deudero et al. 2004). Quando si confrontano i segnali isotopici provenienti da aree strascicabili e non strascicabili (protette e non protette) è importante controllare la variabilità delle taglie, poiché la pesca generalmente rimuove gli individui di dimensioni grandi alterando la distribuzione di taglia di specie bersaglio e non bersaglio (Rice and Gislason 1996). Le differenze da noi osservate per i tre Golfi sono da ritenersi indipendenti dalla variabilità della taglia in quanto per ciascuna delle specie campionate sono stati selezionati esemplari al 60% di  $L_{\text{max}}$

Le differenze osservate per i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  nelle gilde trofiche dei tre golfi appaiono via più marcate salendo lungo la rete trofica, dai consumatori di epibenthos/suprabenthos, passando per i consumatori di benthos fino ad arrivare ai consumatori di necton. E' quindi plausibile supporre che la pesca a strascico induce una riduzione del livello trofico medio dei consumatori, riduzione che viene magnificata man mano che si sale lungo la rete

trofica. Questa osservazione aggiunge una terza forzante (dimensione) negativa agli effetti del pescare sempre più in basso nella rete trofica (fishing down the food web) (Pauly et al. 2000a). La pesca non solo rimuove le specie di grandi dimensioni e gli individui più grandi di queste specie, entrambi comunemente con elevati livelli trofici (Jennings et al. 2002b), ma nel fare questo, attraverso effetti diretti ed indiretti, determina una erosione delle risorse alimentari con il risultato di avere individui di una certa taglia che si alimentano a livelli trofici inferiori nelle aree dove si pesca. Questo effetto non è privo di significato ed è equivalente a circa 2/3 di livello trofico nelle specie che si alimentano di nectobenthos

Assumendo che il trasferimento di energia sia confrontabile in ogni percorso trofico allora l'energia che sostiene una unità di biomassa è minore nelle aree strascicate. Di conseguenza l'uso complessivo di energia a GCAST sarebbe maggiore in conseguenza sia della maggiore biomassa ittica che della elevata posizione trofica delle specie che stanno in alto nella rete trofica. E' inoltre possibile che i percorsi del flusso di energia che conducono alle singole specie sia diverso nelle aree strascicabili e non strascicabili, ma questo dato può essere individuato solo attraverso l'analisi dei contenuti stomacali che tuttavia rimane difficile da valutare alla scala di impatto dello strascico.

### ***Confronto tra le stime di livello trofico effettuate utilizzando i dati di $\delta^{15}N$ e quelli dei contenuti stomacali***

Sebbene sia stata osservata una generale correlazione tra i valori di  $\delta^{15}N$  e quelli del livello trofico calcolato con TrophLab i dati appaiono molto dispersi e si discostano significativamente dal rapporto 1:1. I valori di livello trofico stimati dai due metodi risultano dunque poco comparabili. La principale differenza tra le due tecniche è rappresentata dal periodo di tempo sul quale è basata la raffigurazione della dieta. I valori di  $\delta^{15}N$  integrano informazioni sulla dieta provenienti da una scala temporale e spaziale significativamente ampia. La velocità di ricambio (turnover) degli isotopi nei tessuti dei pesci generalmente diminuisce all'aumentare delle dimensioni corporee. Infatti, con l'età (taglia) diminuisce la velocità di accumulo di nuova massa muscolare il che determina una riduzione del contributo della diluizione degli isotopi causata dall'aggiunta di nuova massa muscolare al turnover del tessuto. Anche per pesci di dimensioni relativamente piccole a

rapida crescita (giovanili di *Dicentrarchus labrax*) il tempo di riequilibrio può superare i 200 giorni (Sweeting et al. 2005). Quindi, nella maggior parte degli esemplari raccolti in questo studio i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  forniscono una media delle abitudini alimentari in un periodo di alcuni mesi. L'utilizzo dei contenuti stomacali invece fornisce un dato istantaneo della dieta che, a secondo della specie, varia da poche ore fino ad un paio di giorni.

Un'ulteriore fonte di errore può essere determinata dall'utilizzo di dati sulla dieta che derivano da diverse popolazioni del Mediterraneo. La discussione precedente sui cambiamenti della dieta legati alla taglia per *Trachurus trachurus* e *Sardina pilchardus* ha messo in evidenza l'esistenza di differenze spaziali nella trofodinamica basata sulla taglia mentre le differenze di livello trofico osservate per le gilde trofiche tra i golfi evidenziano un impatto variabile dell'esclusione della pesca a strascico sui diversi gruppi funzionali. Combinando questi risultati con quelli della esaustiva analisi basate sui contenuti stomacali di Stergiou e Karpouzi (2002) si rivela il grado di variabilità spaziale nelle abitudini alimentari dei pesci.

## **Conclusioni**

La taglia gioca un ruolo importante nel determinare le interazioni preda predatore e queste interazioni sono tra i più forti processi che strutturano le reti trofiche. Nel nostro studio è stato osservato un comportamento alimentare legato alla taglia sia per singole specie che tra gruppi di specie. Tuttavia, a) le relazioni tra dimensioni del corpo e livello trofico trovate per le singole specie sono risultate molto variabili mostrando un elevato grado di plasticità e b) le relazioni del livello trofico con la lunghezza massima tra gruppi di specie sono risultate deboli

La pesca è selettiva per la taglia in quanto ha come bersaglio specie ed individui di grandi dimensioni è stato pertanto suggerito che lo sfruttamento della pesca possa avere significative implicazioni trofodinamiche. In effetti, l'analisi effettuata per comparare i livelli trofici delle gilde alimentari tra i tre Golfi suggerisce che la pesca ha determinato una erosione delle risorse alimentari a disposizione dei (al di sotto dei) predatori, con il risultato che, per una determinata taglia, le specie che si trovano all'interno di aree soggette a regime di pesca si alimentano ad un livello più basso nella rete trofica. I risultati ottenuti nel nostro

studio supportano con forza l'uso di metriche basate sulla taglia degli organismi per valutare l'impatto della pesca e il disturbo ambientale (*disturbance*) (Rice 2000; Rochet and Trenkel 2003; Jennings and Dulvy 2005). Ovviamente, essendo aumentato il consenso attorno all'idea che la pesca debba essere gestita a livello di ecosistema, è essenziale sottolineare l'importanza del ruolo giocato dalla taglia nelle interazioni preda predatore e nella strutturazione degli ecosistemi.

**Tabella 1** Elenco delle specie campionate nei tre Golfi: Golfo di Castellammare, Golfo di Sant’Agata e Golfo di Termini Imprese. Per ciascuna specie sono riportati i livelli trofici (calcolati sulla base di dati provenienti da studi pubblicati sui contenuti stomacali), l’intervallo delle taglie e la località di studio. ES = errore standard; LT = lunghezza totale per i pesci e LM = lunghezza del mantello per i cefalopodi., NA non disponibile.

Specie	Livello trofico	ES	Intervallo di taglia in cm (LT o LM)	Area geografica	Riferimento bibliografico
<i>Alloteuthis media</i>	4.20	0.59	NA	W Mediterranean	Guerra 1992
<i>Argentinidae</i>	3.80	0.51	NA	Sconosciuta	Cohen, 1984.,
<i>Arnoglossus laterna</i>	3.50	0.49	NA	E Mediterranean	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Callionymus maculatus</i>	3.33	0.44	NA	North Atlantic	Gibson, & Ezzi, 1987.
<i>Capros aper</i>	3.16	0.36	3–9	Balearic Sea	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Cepola rubescens</i>	3.11	0.27	11–51 (LT)	G. Evvoikos (grezia)	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Chlorophthalmus agassizi</i>	3.70	0.40	NA	Sconosciuta	Costa, (1991)
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	3.30	0.44	NA	Cretan Sea	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Diplodus annularis</i>	3.30	0.45	13.9 (LT)	G. Castellammare	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Eledone cirrhosa</i>	3.40	0.50	NA	W Mediterranean	Boletzky & Hanlon. 1983
<i>Engraulis encrasicolus</i>	3.40	0.44	12.3 (LT)	G. Lions	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Epinephelus aeneus</i>	4.10	0.56	NA	Cyclades Islands	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Gadiculus argenteus</i>	3.55	0.54	NA	Balearic Sea	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Gobiidae (Gobius niger)</i>	3.47	0.51	5–14 (LT)	Cretan Sea	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Illex coindetii</i>	4.10	0.69	NA	Western Mediterranean	Sánchez et al 1998
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	3.30	0.44	4–10 (LT)	C Tyrrhenian Sea	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Lithognathus mormyrus</i>	3.30	0.48	20.1 (LT)	G. Castellammare	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Loligo vulgaris</i>	4.41	0.76	MA	Portugal	Coelho et al 1997
<i>Lophius budegassa</i>	3.90	0.62	NA	Balearic Sea	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>M. merluccius</i>	4.36	0.77	31–37 (LT)	C Mediterranean	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Macroramphosus scolopax</i>	3.50	0.40	NA	Sconosciuta	Ehrich (1986)
<i>Mullus barbatus</i>	3.40	0.46	17 (LT)	G. Castellammare	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Octopus vulgaris</i>	4.20	0.60	NA	W Mediterranean	Guerra (1978)
<i>Pagellus acarne</i>	3.65	0.58	8–22 (LT)	G. Evvoikos	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Pagellus bogaraveo</i>	3.50	0.50	>14 cm (LT)	N Aegean Sea	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Pagellus erythrinus</i>	3.37	0.40	20–25 cm (LT)	C Tyrrhenian Sea	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Parapenaeus longirostris</i>	3.33	0.44		W Mediterranean	Cartes (1995)
<i>Sardina pilchardus</i>	3.10	0.32	10–14	G. S Evvoikos	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Sepia officinalis</i>	4.01	0.65	12.00 (LM)	Biscay bay	Pinczon et al 2000
<i>Serranus cabrilla</i>	3.87	0.66	10–23 (LT)	S Tyrrhenian Sea	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Serranus hepatus</i>	3.72	0.62	3–14	Cretan waters	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Sparus aurata</i>	3.42	0.56	2–29	G. Lions	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Spicara flexuosa</i>	3.16	0.27	NA	G.Lions	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Synodus saurus</i>	4.20	0.58	16–26	SE Mediterranean	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Trachurus trachurus</i>	3.50	0.46	15–32	Tunisia	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Trigla lucerna</i>	3.60	0.54	6–25	C Tyrrhenian Sea	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Trisopterus mininutus</i>	3.81	0.63	5–27	G. Evvoikos	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Uranoscopus scaber</i>	4.00	0.61	NA	Cyclades Islands	(Stergiou and Karpouzi 2002)
<i>Zeus faber</i>	4.50	0.80	>14 cm	G. Marseille	(Stergiou and Karpouzi 2002)

**Tabella 2 - Risultati delle regressioni tra dimensioni del corpo (Log<sub>10</sub> lunghezza o Log<sub>2</sub> peso) e valori del segnale isotopico del tessuto muscolare per 1) azoto ( $\delta^{15}\text{N}$ ), 2) carbonio ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e 3) rapporto carbonio azoto (C:N) delle le cinque specie di pesci raccolte nel Golfo di Castellammare. I rapporti C:N sono basati sui dati percentuali dei due elementi nei tessuti. I valori significativi di P sono evidenziati in neretto. N/A = Dato non disponibile; ES = errore standard**

Variabile	Pendenza $\pm$ ES	Intercetta $\pm$ ES	$R^2$	gdl	F	P
<i>Z. faber</i>						
$\delta^{15}\text{N}$ lunghezza	N/A	N/A	N/A	1.28	0.75	0.395
$\delta^{15}\text{N}$ peso	N/A	N/A	N/A	1.28	0.41	0.529
$\delta^{13}\text{C}$ lunghezza	N/A	N/A	N/A	1.28	0.41	0.526
$\delta^{13}\text{C}$ peso	N/A	N/A	N/A	1.28	0.18	0.671
C:N lunghezza	N/A	N/A	N/A	1.28	0.59	0.477
C:N peso	N/A	N/A	N/A	1.28	0.55	0.464
<i>P. erythrinus</i>						
$\delta^{15}\text{N}$ lunghezza	0.0107 $\pm$ 0.0008	9.5747 $\pm$ 0.1866	0.927	1.24	318.40	<b>&lt;0.001</b>
$\delta^{15}\text{N}$ peso	0.4305 $\pm$ 0.0253	9.0028 $\pm$ 0.1728	0.921	1.24	290.53	<b>&lt;0.001</b>
$\delta^{13}\text{C}$ lunghezza	N/A	N/A	N/A	1.24	1.24	0.277
$\delta^{13}\text{C}$ peso	N/A	N/A	N/A	1.24	1.52	0.229
C:N lunghezza	N/A	N/A	N/A	1.24	0.38	0.545
C:N peso	N/A	N/A	N/A	1.24	0.30	0.590
<i>T. trachurus</i>						
$\delta^{15}\text{N}$ lunghezza	0.0157 $\pm$ 0.0020	7.4274 $\pm$ 0.2524	0.871	1.7	54.86	<b>&lt;0.001</b>
$\delta^{15}\text{N}$ peso	0.4628 $\pm$ 0.0590	7.6990 $\pm$ 0.2192	0.883	1.7	61.47	<b>&lt;0.001</b>
$\delta^{13}\text{C}$ lunghezza	0.0099 $\pm$ 0.0017	-20.6060 $\pm$ 0.2145	0.790	1.7	31.02	<b>0.001</b>
$\delta^{13}\text{C}$ peso	0.2924 $\pm$ 0.0513	-20.4307 $\pm$ 0.1904	0.798	1.7	32.52	<b>0.001</b>
C:N lunghezza	N/A	N/A	N/A	1.7	1.54	0.255
C:N peso	N/A	N/A	N/A	1.7	1.61	0.245
<i>S. pilchardus</i>						
$\delta^{15}\text{N}$ lunghezza	0.5355 $\pm$ 0.1923	6.1859 $\pm$ 0.2616	0.491	1.6	7.75	<b>0.034</b>
$\delta^{15}\text{N}$ peso	0.3302 $\pm$ 0.1042	5.7287 $\pm$ 0.3523	0.533	1.6	8.98	<b>0.024</b>
$\delta^{13}\text{C}$ lunghezza	N/A	N/A	N/A	1.6	3.19	0.124
$\delta^{13}\text{C}$ peso	N/A	N/A	N/A	1.6	2.62	0.157
C:N lunghezza	N/A	N/A	N/A	1.6	0.88	0.384
C:N peso	N/A	N/A	N/A	1.6	0.69	0.439
<i>P. acarne</i>						
$\delta^{15}\text{N}$ lunghezza	0.1427 $\pm$ 0.0043	8.1572 $\pm$ 0.4812	0.590	1.7	12.50	<b>0.010</b>
$\delta^{15}\text{N}$ peso	0.3488 $\pm$ 0.1024	8.5012 $\pm$ 0.3826	0.556	1.7	11.03	<b>0.013</b>
$\delta^{13}\text{C}$ lunghezza	0.0190 $\pm$ 0.0023	-20.6846 $\pm$ 0.2611	0.888	1.7	64.24	<b>&lt;0.001</b>
$\delta^{13}\text{C}$ peso	0.4579 $\pm$ 0.0588	-20.2072 $\pm$ 0.2196	0.812	1.7	37.02	<b>&lt;0.001</b>
C:N lunghezza	0.0027 $\pm$ 0.0009	3.3496 $\pm$ 0.1043	0.470	1.7	8.09	<b>0.025</b>
C:N peso	0.0655 $\pm$ 0.0226	3.4179 $\pm$ 0.0846	0.446	1.7	7.44	<b>0.029</b>



**Tabella 3 - Sintesi dei dati, per specie, utilizzati nell'analisi per valutare le relazioni tra specie a 60-80% di ( $L_{max}$ ) e segnale isotopico dell'azoto ( $\delta^{15}N$ ) e del carbonio dopo la normalizzazione per i lipidi ( $\delta^{13}C'$ ). I valori si riferiscono a n repliche  $\pm 1$  DS**

Specie	$L_{max}$ (cm)	$\log_2 L_{max}$	n			Lunghezza (cm)			$\delta^{15}N$			$\delta^{13}C$		
			GCAST	GSANT	GTERM	GCAST	GSANT	GTERM	GCAST	GSANT	GTERM	GCAST	GSANT	GTERM
<i>Argentinidae</i>	32	5.0000	3	2	3	10.2 $\pm$ 0.3	11.0 $\pm$ 0	10.7 $\pm$ 0.3	9.01 $\pm$ 0.22	10.37 $\pm$ 0.09	8.77 $\pm$ 0.12	-18.1 $\pm$ 0.15	-16.9 $\pm$ 0.02	-17.8 $\pm$ 0.08
<i>Arnoglossus laterna</i>	20	4.3219	3	3	3	10.0 $\pm$ 1.3	10.8 $\pm$ 0.6	19.0 $\pm$ 1.8	9.8 $\pm$ 0.39	9.26 $\pm$ 0.32	9.61 $\pm$ 0.87	-16.8 $\pm$ 0.84	-16.2 $\pm$ 0.02	-17.5 $\pm$ 0.37
<i>Callionymus maculatus</i>	16	4.0000	3	3	3	7.3 $\pm$ 1.5	8.3 $\pm$ 0.3	8.2 $\pm$ 1.0	9.12 $\pm$ 0.23	8.55 $\pm$ 0.13	9.09 $\pm$ 0.1	-17.3 $\pm$ 0.3	-17.9 $\pm$ 0.39	-17.6 $\pm$ 0.2
<i>Capros aper</i>	16	4.0000	3	1	2	6.8 $\pm$ 1.0	6.5	7.0 $\pm$ 0.5	9.33 $\pm$ 0.32	8.59	8.15 $\pm$ 0.07	-17.8 $\pm$ 0.27	-17.45	-18.2 $\pm$ 0.05
<i>Cepola rubescens</i>	70	6.1293	3	3	3	33.5 $\pm$ 4.3	33.7 $\pm$ 6.0	39.3 $\pm$ 2.6	8.77 $\pm$ 0.18	8.81 $\pm$ 0.17	9.12 $\pm$ 0.18	-18.5 $\pm$ 0.19	-17.9 $\pm$ 0.35	-18.0 $\pm$ 0.15
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	8	3.0000	2	2	0	5.1 $\pm$ 0.2	4.8 $\pm$ 0.3		10.42 $\pm$ 0.06	7.96 $\pm$ 0.25		-16.8 $\pm$ 0.3	-16.2 $\pm$ 0.22	
<i>Diplodus annularis</i>	24	4.5850	3	3	3	12.5 $\pm$ 0.9	11.8 $\pm$ 1.5	13.0 $\pm$ 1.3	9.91 $\pm$ 1	10.44 $\pm$ 1.18	10.23 $\pm$ 0.13	-13.6 $\pm$ 2.52	-15.7 $\pm$ 1.13	-15.9 $\pm$ 0.45
<i>Engraulis encrasicolus</i>	20	4.3219	3	3	3	15.0 $\pm$ 1.0	14.5 $\pm$ 0.5	14.0 $\pm$ 0.9	7.79 $\pm$ 0.24	7.57 $\pm$ 0.23	7.83 $\pm$ 0.19	-17.6 $\pm$ 0.17	-17.6 $\pm$ 0.2	-17.8 $\pm$ 0.24
<i>Epinephelus aeneus</i>	120	6.9069	3	1	1	88.0 $\pm$ 1.7	28.0	82.0	13.11 $\pm$ 0.15	11.7	9.31	-15.3 $\pm$ 0.31	-15.22	-15.42
<i>Gadiculus argenteus</i>	16	4.0000	3	3	2	9.3 $\pm$ 0.3	6.8 $\pm$ 0.8	6.0 $\pm$ 0	9.65 $\pm$ 0.15	9.39 $\pm$ 0.36	8.86 $\pm$ 0.1	-17.5 $\pm$ 0.06	-17.7 $\pm$ 0.28	-17.7 $\pm$ 0.34
<i>Gobiidae</i>	8	2.8679	3	3	3	6.5 $\pm$ 0.9	7.8 $\pm$ 0.3	6.7 $\pm$ 0.3	10.12 $\pm$ 0.2	9.23 $\pm$ 0.33	9.23 $\pm$ 0.4	-16.8 $\pm$ 0.64	-16.4 $\pm$ 0.27	-16.1 $\pm$ 0.22
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	20	4.3219	3	3	3	10.5 $\pm$ 0.5	9.5 $\pm$ 0.5	10.3 $\pm$ 0.8	9.72 $\pm$ 0.33	8.77 $\pm$ 0.03	8.95 $\pm$ 0.17	-16.4 $\pm$ 0.32	-17.3 $\pm$ 0.17	-17.1 $\pm$ 0.14
<i>Lophius budegassa</i>	100	6.6439	3	3	1	43.8 $\pm$ 2.5	42.5 $\pm$ 1.5	41.2 $\pm$ 0.8	11.83 $\pm$ 0.41	11.44 $\pm$ 0.17	10.98 $\pm$ 0.12	-16.6 $\pm$ 0.07	-16.5 $\pm$ 0.04	-16.5 $\pm$ 0.14
<i>Macroramphosus scolopax</i>	20	4.3219	3	0	3	10.3 $\pm$ 0.3		10.7 $\pm$ 0.6	10.37 $\pm$ 0.49		9.93 $\pm$ 0.59	-17.4 $\pm$ 0.2		-17.6 $\pm$ 0.08
<i>Merluccius merluccius</i>	140	7.1293	3	3	3	33.5 $\pm$ 1.3	33.8 $\pm$ 3.0	41.5 $\pm$ 3.8	10.4 $\pm$ 0.17	10.35 $\pm$ 0.33	10.18 $\pm$ 0.57	-16.9 $\pm$ 0.33	-16.6 $\pm$ 0.23	-17.3 $\pm$ 0.25
<i>Mullus barbatus</i>	30	4.9069	3	3	3	13.7 $\pm$ 2.5	13.3 $\pm$ 1.5	13.2 $\pm$ 1.3	11.39 $\pm$ 0.34	10.11 $\pm$ 0.82	10.18 $\pm$ 0.47	-16.8 $\pm$ 0.53	-16.2 $\pm$ 0.68	-16.1 $\pm$ 0.72
<i>Pagellus acarne</i>	36	5.1699	3	2	3	16.8 $\pm$ 2.1	17.0 $\pm$ 0.5	16.5 $\pm$ 1.3	10.67 $\pm$ 0.43	9.77 $\pm$ 0.49	9.7 $\pm$ 0.23	-15.9 $\pm$ 0.26	-15.9 $\pm$ 0.07	-16.2 $\pm$ 0.23
<i>Pagellus erythrinus</i>	60	5.9069	3	2	3	26.9 $\pm$ 3.0	28.0 $\pm$ 1.0	25.5 $\pm$ 2.3	12.4 $\pm$ 0.56	10.6 $\pm$ 0	10.34 $\pm$ 0.83	-16.2 $\pm$ 0.08	-15.3 $\pm$ 0.12	-17.6 $\pm$ 0.74
<i>Sardina pilchardus</i>	25	4.6439	3	3	2	15.9 $\pm$ 1.2	12.7 $\pm$ 0.6	16.5 $\pm$ 5.0	7.36 $\pm$ 0.65	6.81 $\pm$ 0.42	7.12 $\pm$ 0.53	-17.9 $\pm$ 0.47	-16.9 $\pm$ 0.16	-17.3 $\pm$ 0.36
<i>Serranus cabrilla</i>	40	5.3219	3	1	0	19.0 $\pm$ 1.0	19.0		10.15 $\pm$ 0.41	9.54		-16.6 $\pm$ 0.66	-16.34	
<i>Serranus hepatus</i>	15	3.9069	3	3	3	8.5 $\pm$ 0.5	7.2 $\pm$ 1.3	7.2 $\pm$ 0.8	10.23 $\pm$ 0.33	9.44 $\pm$ 0.71	9.41 $\pm$ 0.39	-17.0 $\pm$ 0.24	-16.9 $\pm$ 0.47	-17.3 $\pm$ 0.07
<i>Sparus aurata</i>	70	6.1293	1	0	0	43.5			11.46			-15.48		
<i>Spicara flexuosa</i>	22	4.4594	3	3	3	10.8 $\pm$ 0.8	11.7 $\pm$ 1.0	11.7 $\pm$ 0.8	8.48 $\pm$ 0.2	8.56 $\pm$ 0.26	8.58 $\pm$ 0.2	-17.6 $\pm$ 0.34	-17.7 $\pm$ 0.23	-17.7 $\pm$ 0.34
<i>Synodus saurus</i>	43	5.4263	0	3	0		20.7 $\pm$ 0.6			8.79 $\pm$ 0.31			-15.8 $\pm$ 0.21	
<i>Trachurus trachurus</i>	70	6.1293	3	3	3	19.2 $\pm$ 2.6	17.3 $\pm$ 3.0	16.7 $\pm$ 0.8	10.44 $\pm$ 0.49	8.81 $\pm$ 0.12	9.22 $\pm$ 0.06	-17.4 $\pm$ 0.35	-17.6 $\pm$ 0.22	-17.4 $\pm$ 0.46
<i>Trigla lucerna</i>	75	6.2288	3	1	0	30.0 $\pm$ 1.3	27.0		11.13 $\pm$ 0.58	9.33		-15.8 $\pm$ 0.42	-15.37	
<i>Trisopterus minutus</i>	40	5.3219	3	1	2	14.5 $\pm$ 1.3	16.0	15.0 $\pm$ 1.0	10.45 $\pm$ 0.32	9.94	10.17 $\pm$ 0.15	-16.9 $\pm$ 0.19	-16.62	-17.0 $\pm$ 0.37
<i>Uranoscopus scaber</i>	36	5.1699	3	1	3	21.0 $\pm$ 0	13.5	20.2 $\pm$ 1.6	11.15 $\pm$ 0.2	8.59	10.24 $\pm$ 0.27	-16.3 $\pm$ 0.14	-15.64	-15.6 $\pm$ 0.25
<i>Zeus faber</i>	66	6.0444	3	1	0	29.7 $\pm$ 4.6	26.0		10.99 $\pm$ 0.16	9.86		-16.5 $\pm$ 0.26	-17.3	

**Tabella 4 - Risultati delle regressioni tra lunghezza massima del corpo ( $\text{Log}_{10} L_{\text{max}}$ ) e segnale isotopico tissutale per azoto ( $\delta^{15}\text{N}$ ), carbonio ( $\delta^{13}\text{C}$ ) o carbonio normalizzato per i lipidi e per il rapporto C:N basato su dati di percentuale dei due elementi. I valori di P significativi sono in grassetto. GCAST = Golfo di Castellammare, GSANT = Golfo di Sant'Agata; GTERM = Golfo di Termini Imprese. ES = Errore standard**

Variabile	Pendenza $\pm$ ES	Intercettat $\pm$ ES	$R^2$	d.f.	F	P
$\delta^{15}\text{N}$						
<i>GCAST</i>	1.9096 $\pm$ 0.6538	7.310 $\pm$ 1.014	0.218	1.26	8.53	<b>0.007</b>
<i>GSANT</i>	1.8014 $\pm$ 0.5495	6.6251 $\pm$ 0.8517	0.273	1.25	10.74	<b>0.003</b>
<i>GTERM</i>	1.1669 $\pm$ 0.5527	7.6132 $\pm$ 0.8443	0.136	1.21	4.46	<b>0.047</b>
$\delta^{13}\text{C}$						
<i>GCAST</i>	1.0558 $\pm$ 0.4593	-19.7676 $\pm$ 0.7146	0.141	1.25	5.29	<b>0.030</b>
<i>GSANT</i>	N/A	N/A	N/A	1.25	2.68	0.114
<i>GTERM</i>	N/A	N/A	N/A	1.21	1.79	0.195
C:N						
<i>GCAST</i>	N/A	N/A	N/A	1.25	2.86	0.103
<i>GSANT</i>	N/A	N/A	N/A	1.25	1.27	0.271
<i>GTERM</i>	N/A	N/A	N/A	1,21	4.10	0.056
$\delta^{13}\text{C}'$						
<i>GCAST</i>	1.0097 $\pm$ 0.4699	-18.5018 $\pm$ 0.7405	0.126	1.24	4.62	0.042
<i>GSANT</i>	N/A	N/A	N/A	1.25	2.04	0.166
<i>GTERM</i>	N/A	N/A	N/A	1.21	0.80	0.381

**Tabella 5 - Risultati della PERANOVA per l'analisi dei valori di  $\delta^{15}\text{N}$  nel tessuto muscolare delle gilde trofiche nei tre Golfi. I valori di P significativi sono riportati in grassetto. Golfo di Castellammare (GCAST), Golfo di Sant'Agata (GSANT) e Golfo di Termini Imerese (GTERM).**

Fonte di variazione	gdl	MS	Pseudo F	P (Perms)
Golfo	2	14.022	21.47	<b>0.0001</b>
Protetto vs. Non protetto	1	27.4	42.567	<b>0.0001</b>
Controlli non protetti	1	0.34282	0.55689	0.4478
Gilde trofiche	4	40.765	62.419	<b>0.0001</b>
Golfo * Gilda trofica	8	1.3876	2.1247	<b>0.0335</b>
Protetto vs. Non protetto * Gilda trofica	4	2.6861	4.1729	<b>0.0028</b>
Controlli non protetti * Gilda trofica	4	0.13529	0.21977	0.9317
Residuale	225	0.65309		
Totale	239			

Confronti a coppia	T	P(perm)	t	P(perm)
	Consumatori di Plancton		Consumatori di risorse pelagiche	
GTERM, GSANT	0.8362	0.4144	0.9025	0.3723
GTERM, GCAST	0.72525	0.4691	2.8357	<b>0.0080</b>
GSANT, GCAST	0.25319	0.8053	1.7343	0.0921
	Consumatori di Epibenthos/suprabenthos		Consumatori di benthos	
GTERM, GSANT	0.07759	0.9416	0.10671	0.9114
GTERM, GCAST	3.1258	<b>0.0033</b>	2.9355	<b>0.006</b>
GSANT, GCAST	3.2765	<b>0.0026</b>	2.6211	<b>0.0131</b>
	Consumatori di nektobenthos			
GTERM, GSANT	0.13131	1		
GTERM, GCAST	3.5998	<b>0.0190</b>		
GSANT, GCAST	1.8217	<b>0.0421</b>		

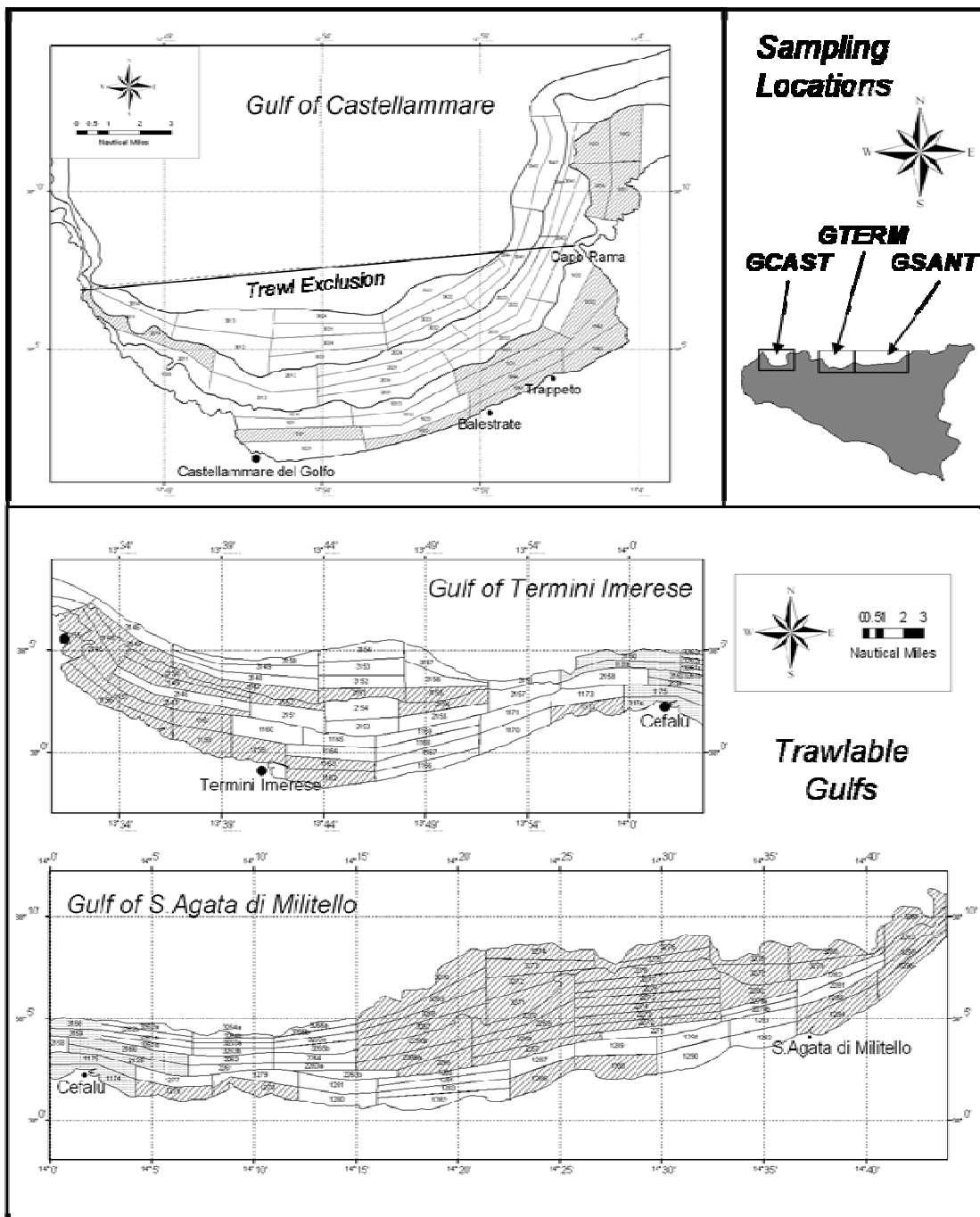
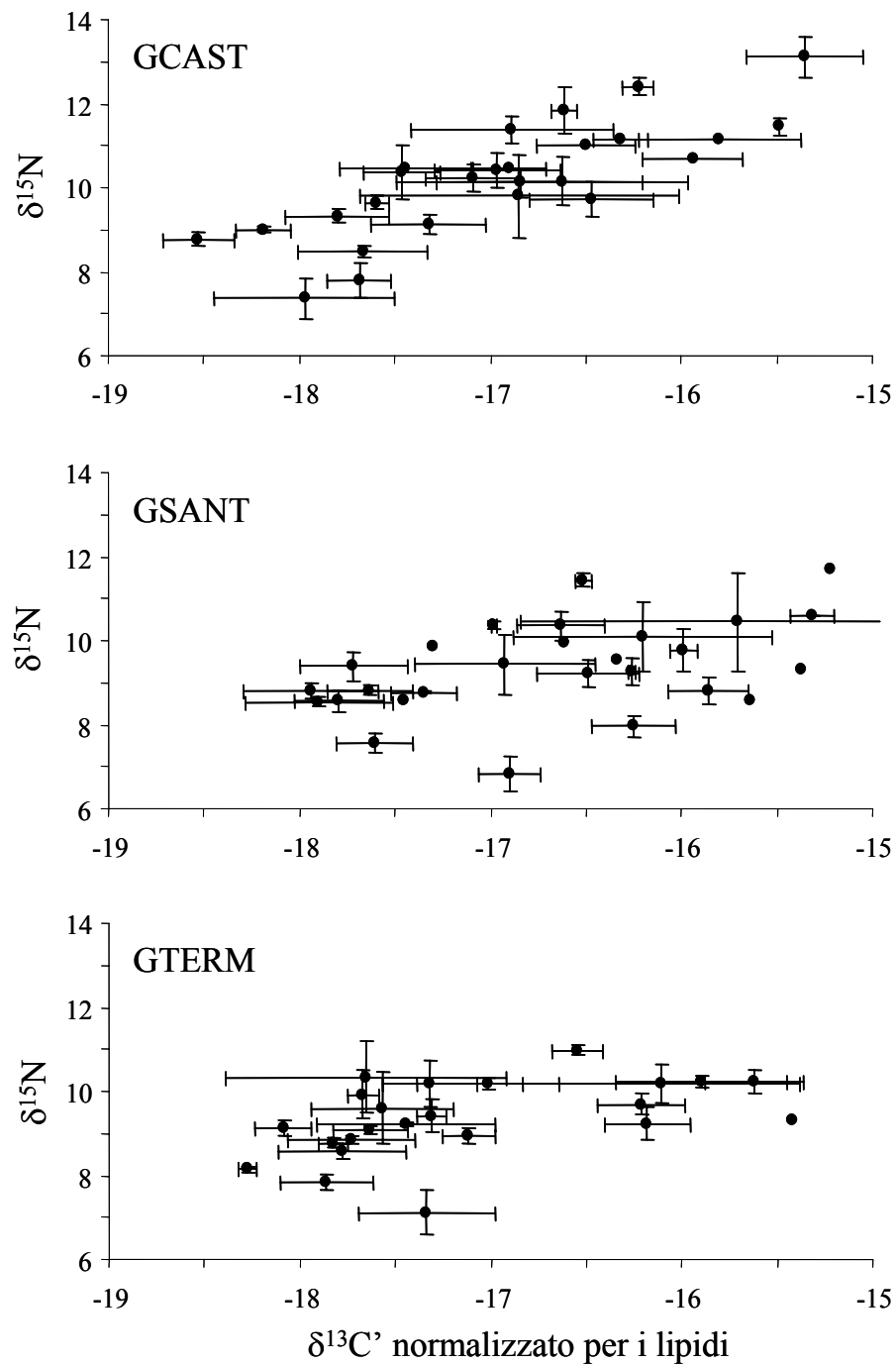


Figura 1 - Mappa che riporta I tre Golfi studiati nella costa settentrionale della Sicilia. Le aree in grigio indicano fondi non strascicabili



**Figura 2 - Andamento dei valori isotopici in relazione alla taglia di *Zeus faber* per a) azoto e b) carbonio dopo la normalizzazione per i lipidi. La linea tratteggiata indica valori di regressione lineare non significativi**

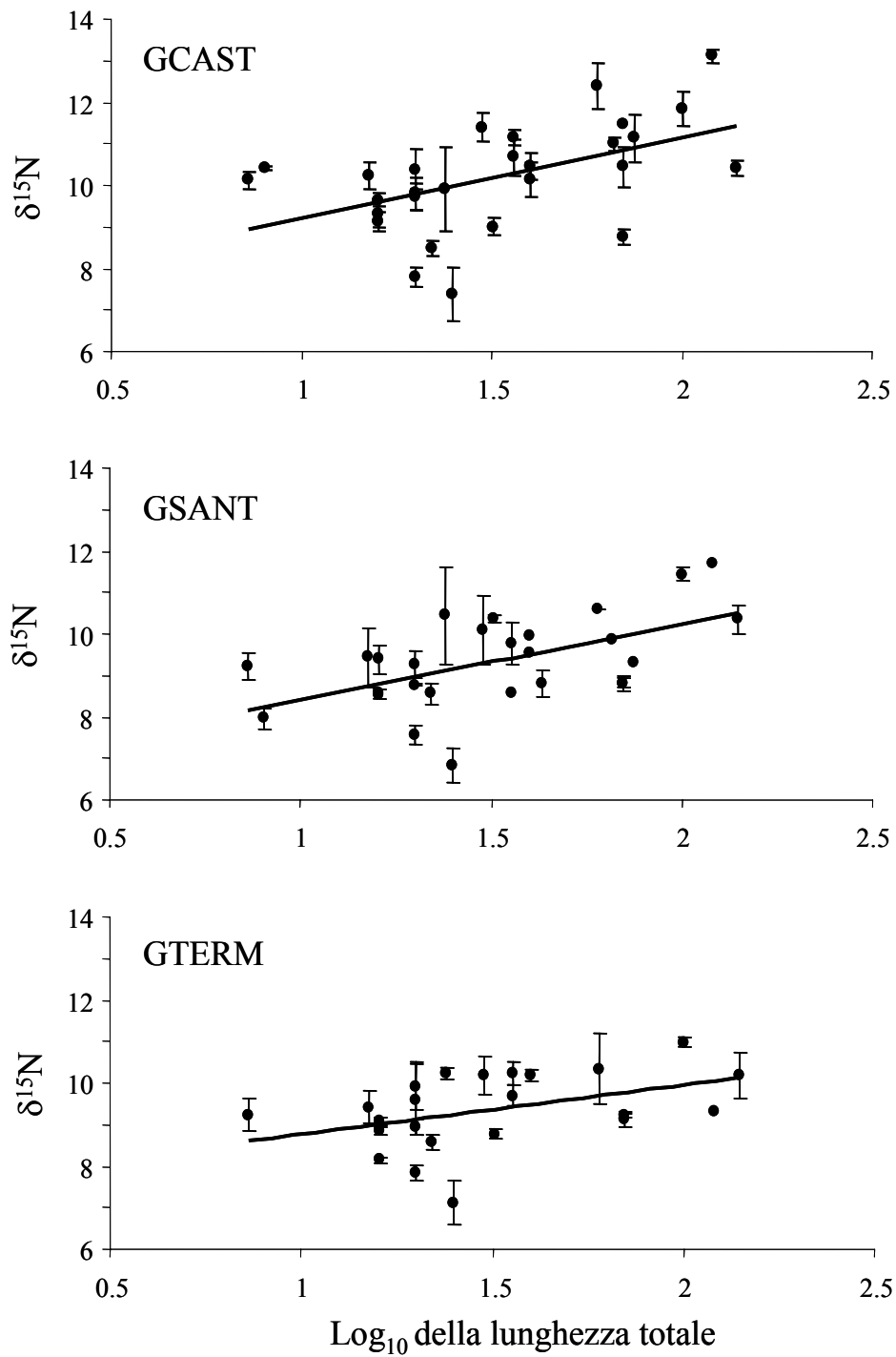


Figura 3 - Andamento dei valori isotopici in relazione alla taglia di *Pagellus erythrinus* per a) azoto e b) carbonio dopo la normalizzazione per i lipidi. Le linee rappresentano regressioni lineari significative (linea continua) e non significative (linea tratteggiata).

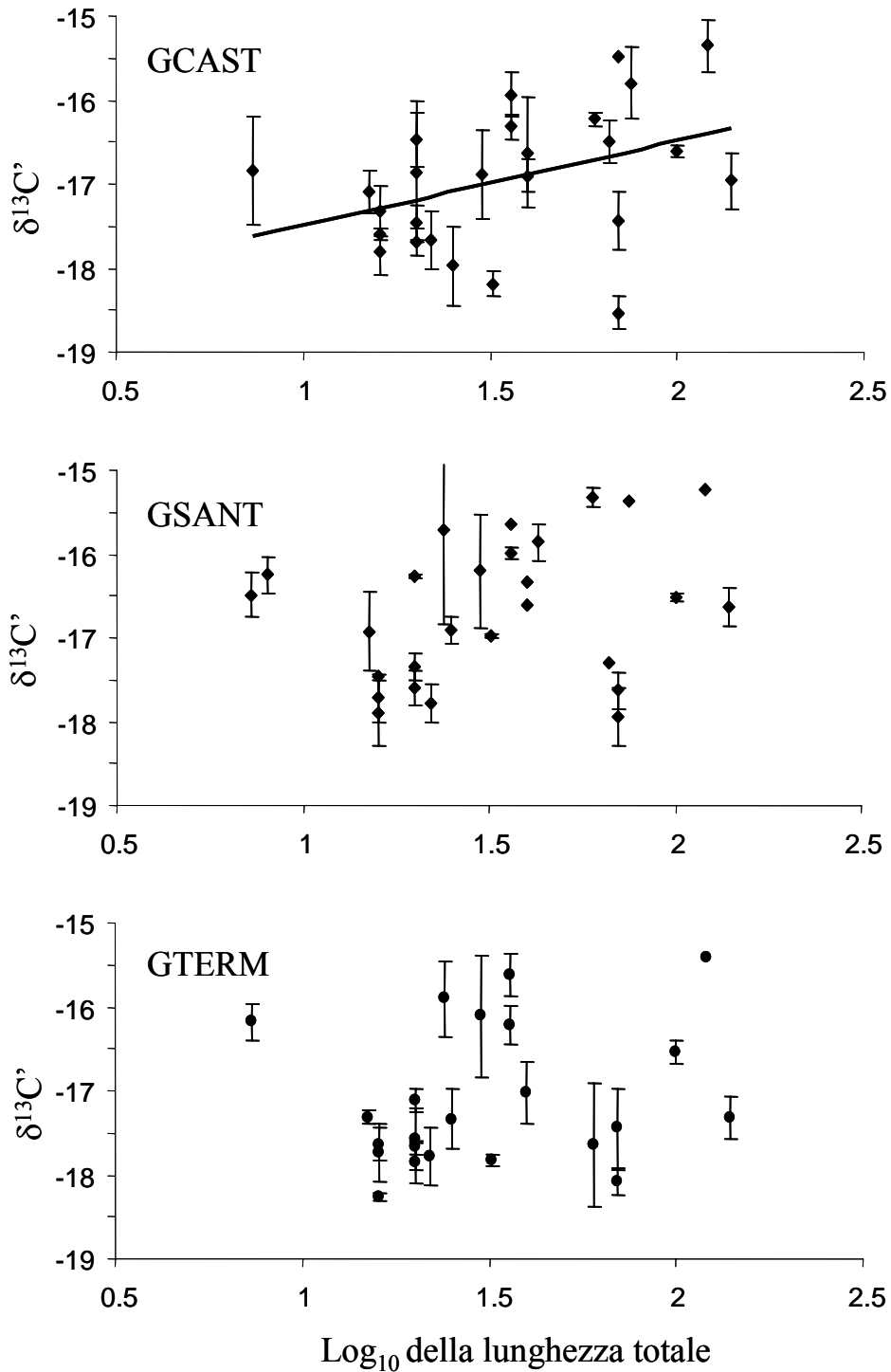
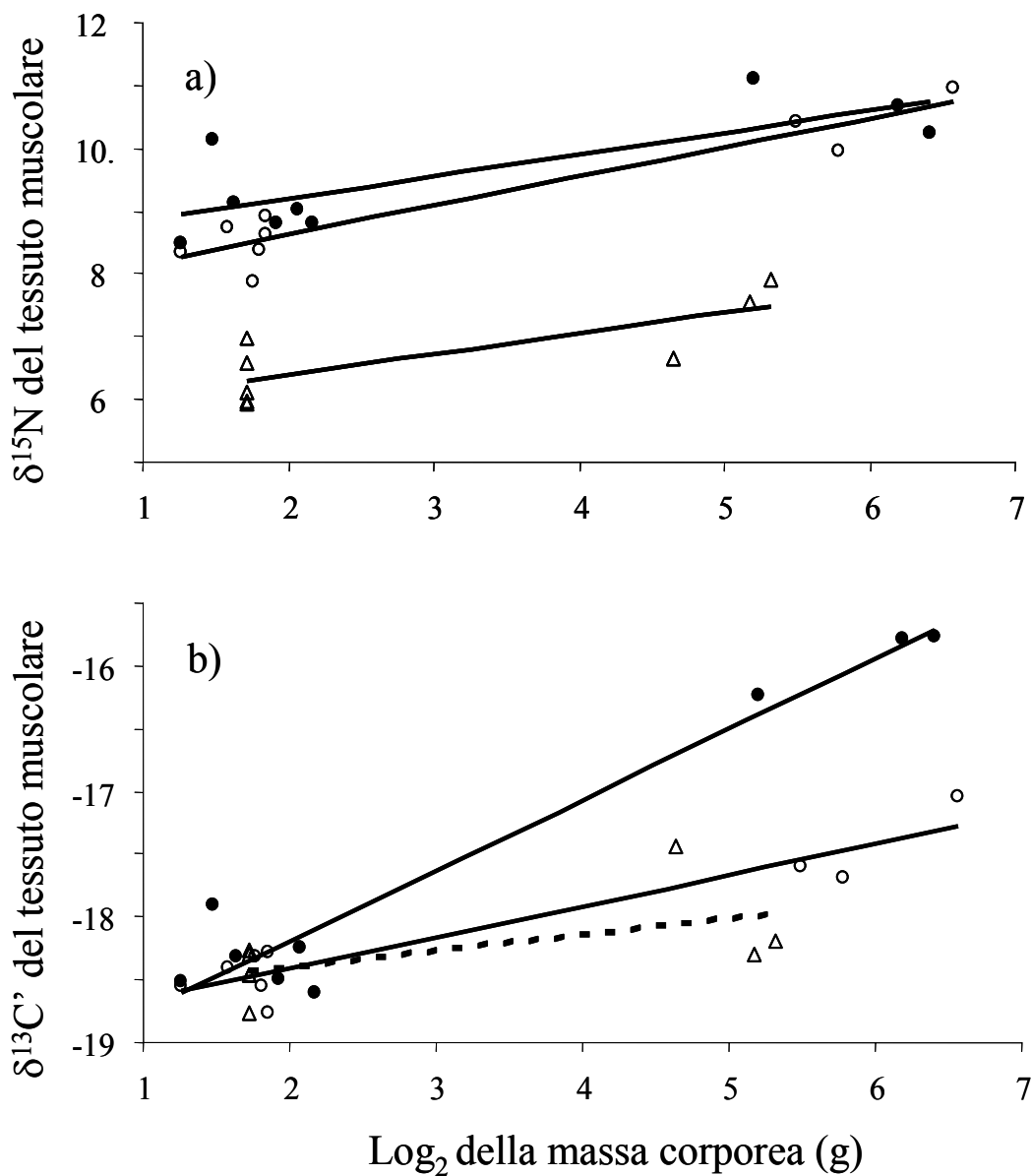
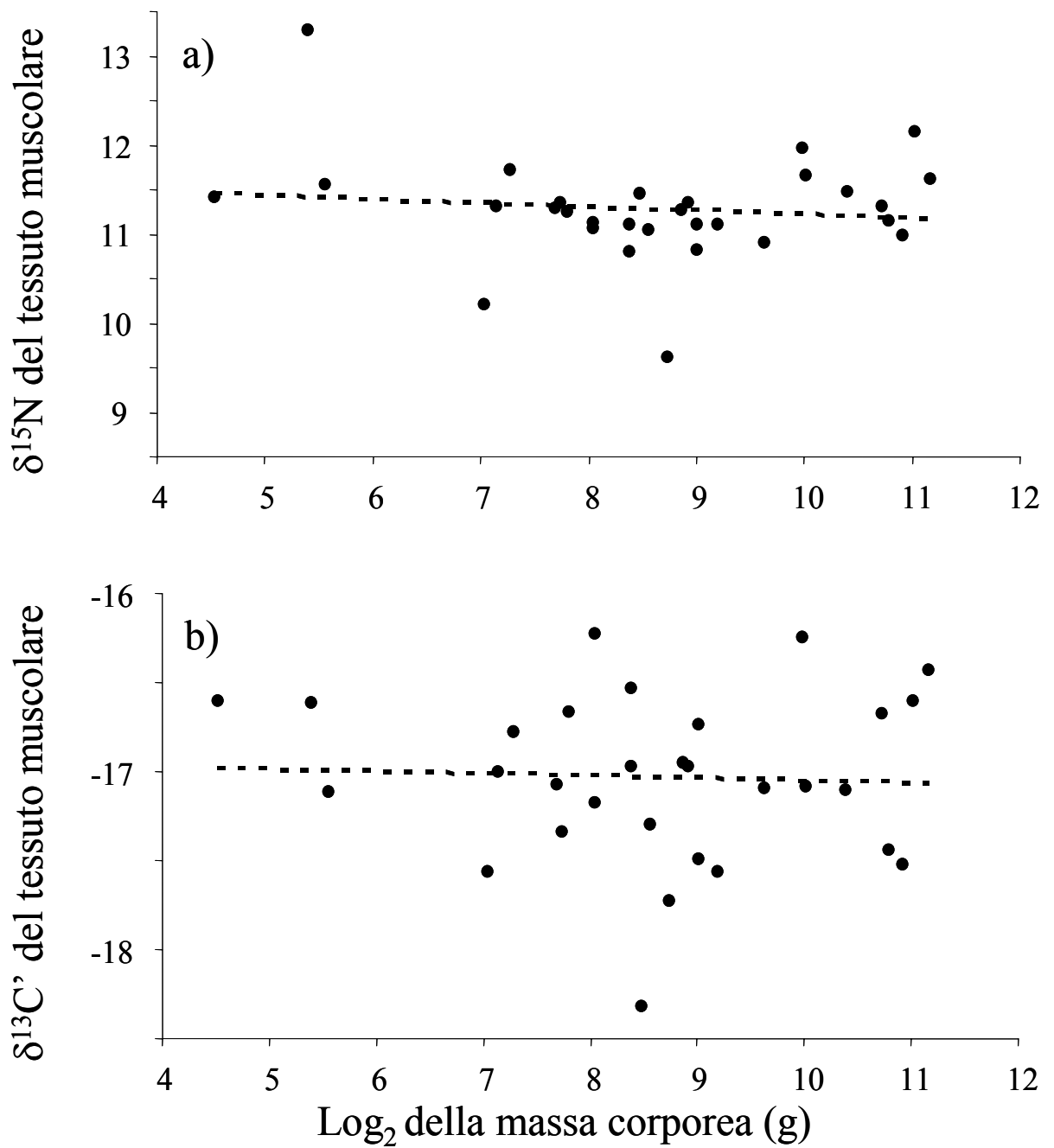


Figura 4 - Andamenti dei valori isotopici in relazione alla taglia per *Pagellus acarne* (cerchi pieni) *Trachurus trachurus* (cerchi vuoti) e *Sardina pilchardus* (triangoli vuoti) per a) azoto e b) carbonio dopo la normalizzazione per i lipidi. Le linee rappresentano regressioni lineari significative (linea continua) e non significative (linea tratteggiata).

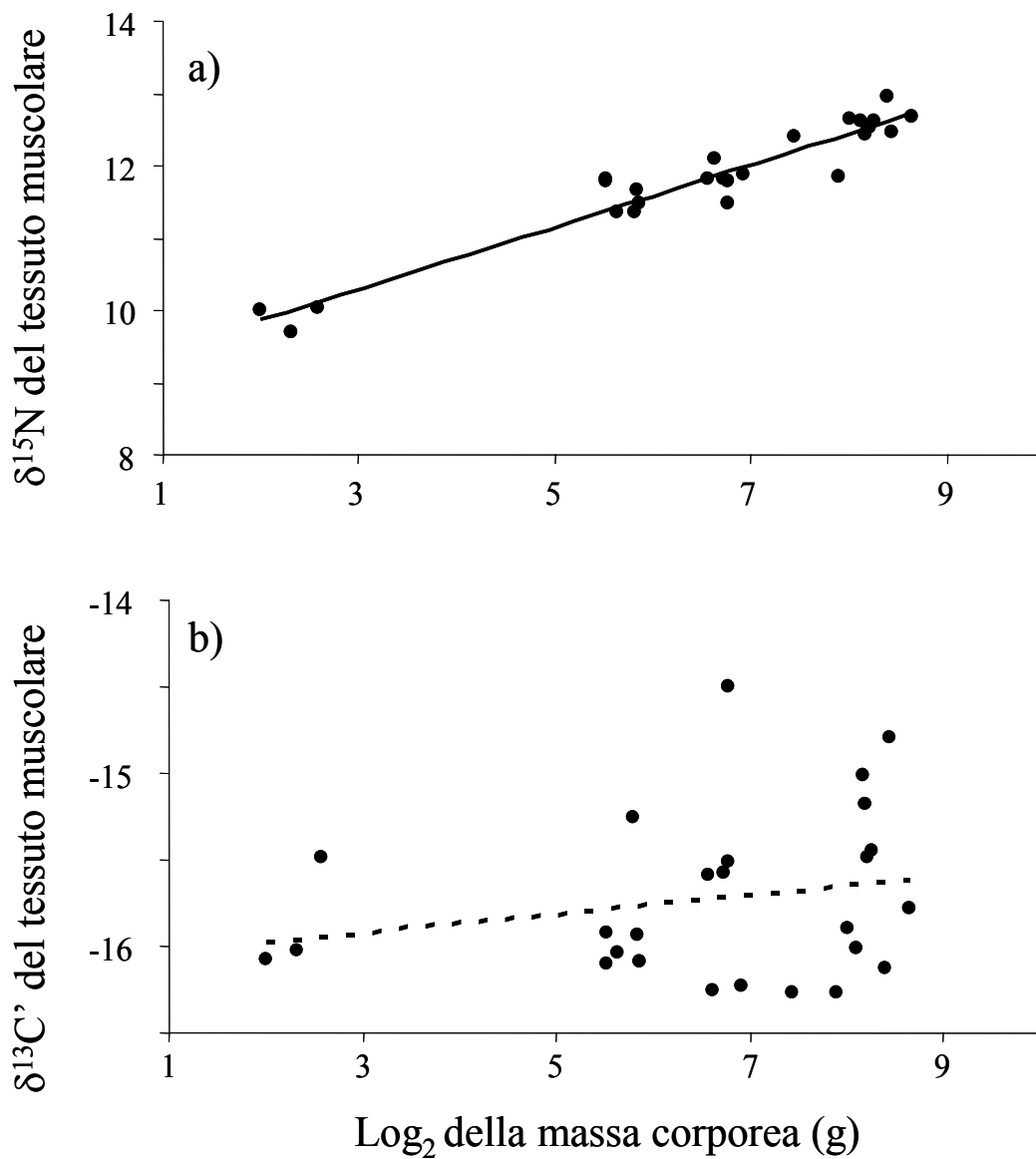


**Figura 5 - Relazione tra  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\text{log}_2$  della taglia tra gruppi di specie nei Golfi di Castellammare (GCAST), Sant'Agata (GSANT) e Termini Imrese (GTERM). Le linee rappresentano regressioni lineari significative.**

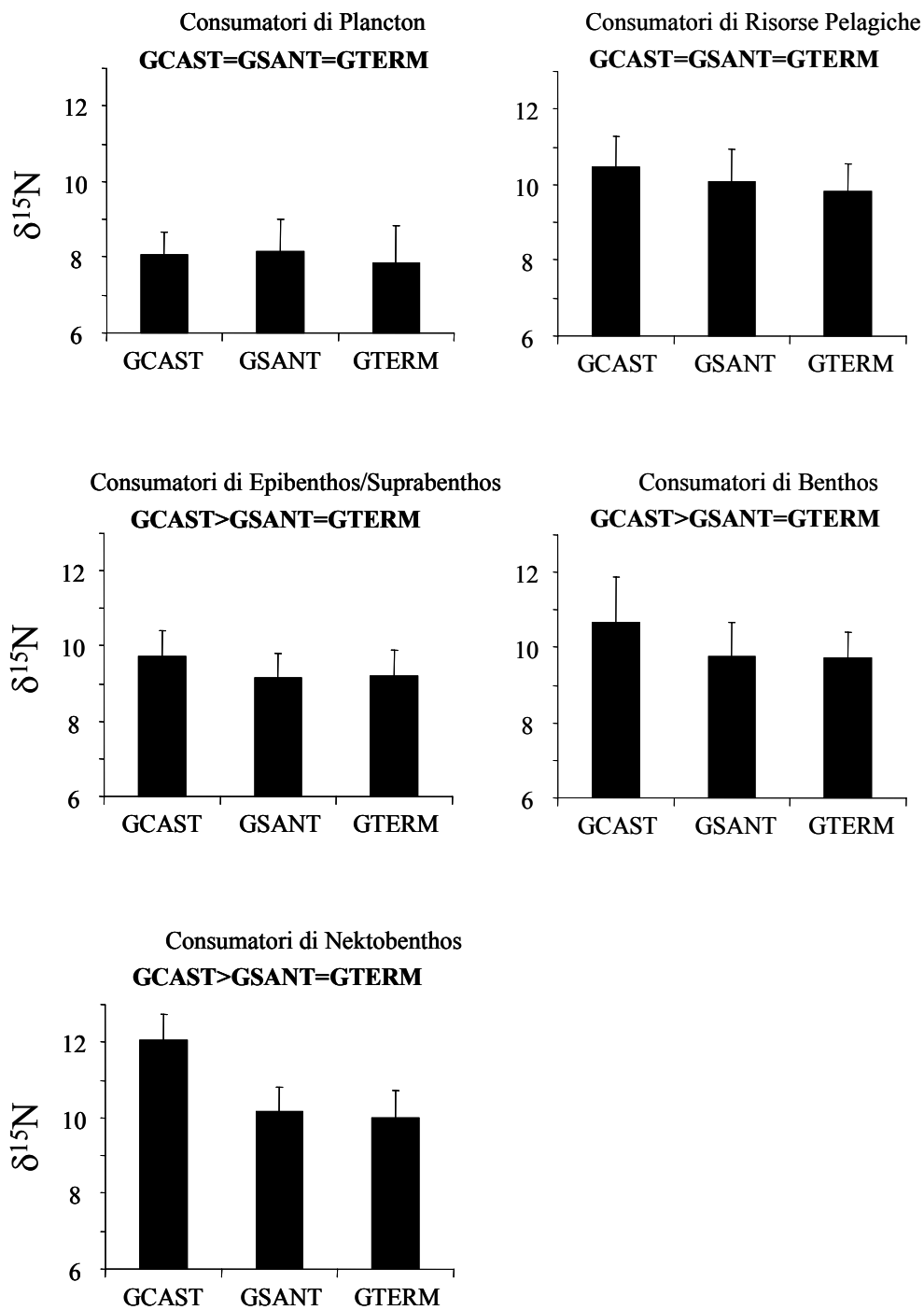




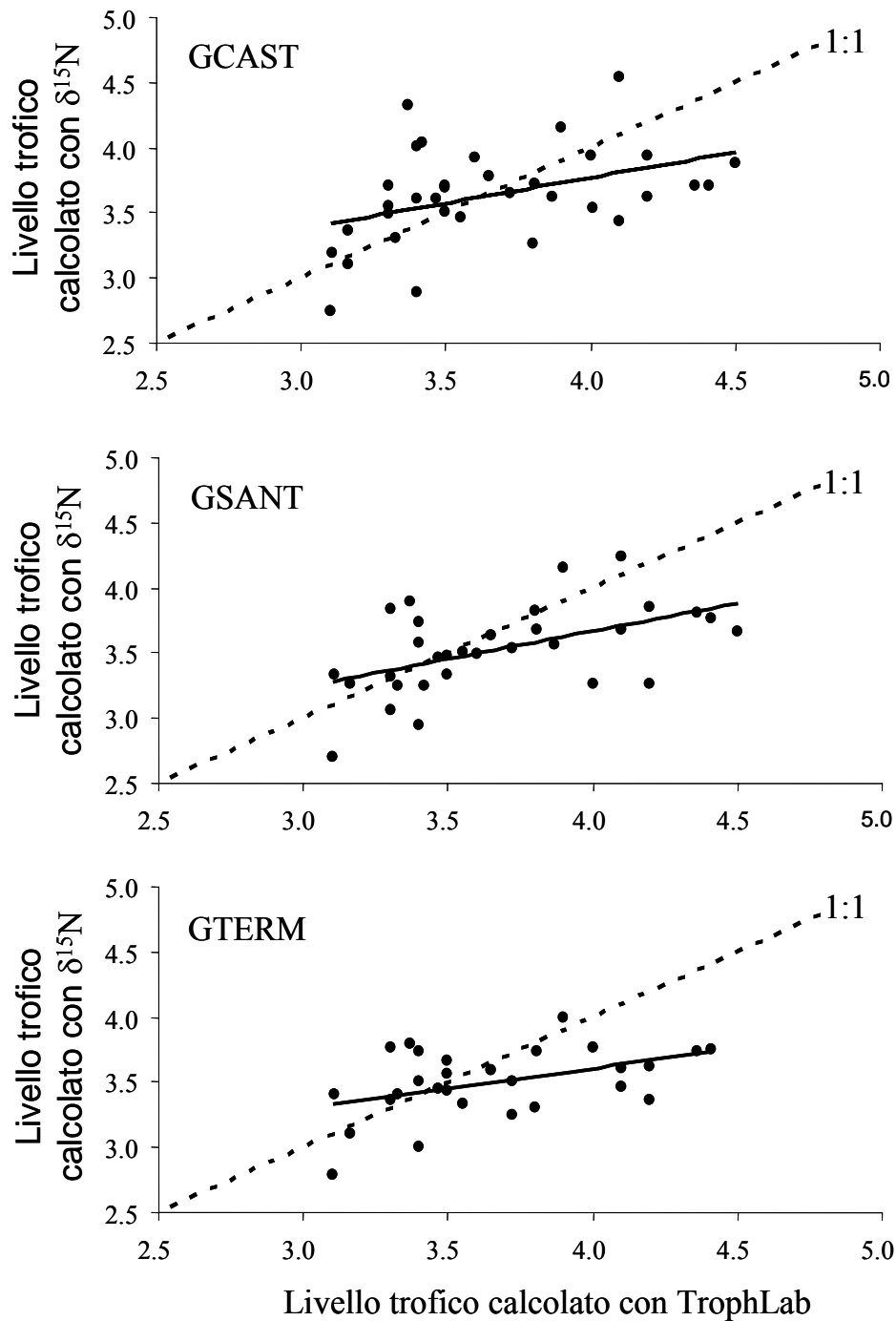
**Figura 6 - Relazione tra  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\text{log}_2$  della taglia tra gruppi di specie nei Golfi di Castellammare (GCAST), Sant'Agata (GSANT) e Termini Imrese (GTERM). Le linee rappresentano regressioni lineari significative.**



**Figura 7 - Correlazione di Pearson per  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}'$  nei Golfi di Castellammare (GCAST), Sant'Agata (GSANT) e Termini Imerese (GTERM).**



**Figura 8 - Valori medi di  $\delta^{15}\text{N} \pm 1\text{D.S.}$  tra i Golfi per le 5 gilde trofiche. Sono inoltre riportati i risultati dei confronti a coppia rispettivamente per i Golfi di Castellammare (GCAST), Sant'Agata (GSANT) e Termini Imrese (GTERM).**



**Figura 9 - Correlazione di Pearson tra il livello trofico derivato dai dati di  $\delta^{15}\text{N}$  e quello da dati pubblicati sui contenuti stomacali calcolato utilizzando TrophLab per ciascuna località. Le figure riportano nell'ordine i Golfi di Castellammare (GCAST), Sant'Agata (GSANT) e Termini Imrese (GTERM). Le correlazioni 1:1 sono riportate con linee tratteggiate mentre le linee continue rappresentano linee di tendenza.**

## **Bibliografia**

- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46
- Ardizzone GD, Messina A (1983) Feeding habits of *Pagellus erythrinus* (L.) (Pisces, Sparidae) from the Middle Tyrrhenian Sea 39–42. *Rapports et Proces-verbaux des Reunions.. Commission Internationale pour L'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranee* 28: 39-42
- Badalamenti F, D'Anna G, Pinnegar JK, Polunin NVC (2002) Size-related trophodynamic changes in three target fish species recovering from intensive trawling. *Marine Biology* 141: 561-570
- Bianchi G, Gislason H, Graham K, Hill L, Jin X, Koranteng K, Manickchand-Heileman S, Paya I, Sainsbury K, Sanchez F, Zwanenburg K (2000) Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science* 57: 558-571
- Bode A, Carrera P, Lens S (2003) The pelagic foodweb in the upwelling ecosystem of Galicia (NW Spain) during spring: natural abundance of stable carbon and nitrogen isotopes. *Ices Journal of Marine Science* 60: 11-22
- Bode A, Carrera P, Porteiro C (2006) Stable nitrogen isotopes reveal weak dependence of trophic position of planktivorous fishes from individual size: a consequence of omnivorism and mobility. *Radioactivity in the Environment* 8: 281-293
- Bowen WD (2000) Reconstruction of pinniped diets: accounting for complete digestion of otoliths and cephalopod beaks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 898-905
- Budge SM, Iverson SJ, Bowen WD, Ackman RG (2002) Among- and within-species variability in fatty acid signatures of marine fish and invertebrates on the Scotian Shelf, Georges Bank, and southern Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 886-898
- Cavaliere A, Greco S, Perdichizzi F, Azzaro F, Arena G (1988) Valutazione dell risorse demersali: primi risultati di due campagne di pesca (anno 1985) condotte nell'area compresa fra Capo Calava e Capo Gallo (Sicilia):. *Atti Seminari Pesca e Acquacoltura. Pubbl. Min. Mar. Mercantile - C.N.R.*, III, 1337-1367. C.N.R.

- Clarke KR, Gorley RN (2006) PRIMER v6: User manual/tutorial, PRIMER-E, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth UK,
- Collie JS, Hall SJ, Kaiser MJ, Poiner IR (2000) A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology* 69: 785-798
- Davenport SR, Bax NJ (2002) A trophic study of a marine ecosystem off southeastern Australia using stable isotopes of carbon and nitrogen. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 514-530
- DeNiro MJ, Epstein S (1977) Mechanism of carbon isotope fractionation associated with lipid synthesis. *Science* 197: 261-263
- DeNiro MJ, Epstein S (1978) Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42: 495-506
- DeNiro MJ, Epstein S (1981) Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45: 341-351
- Deudero S, Pinnegar JK, Polunin NVC, Morey G, Morales-Nin B (2004) Spatial variation and ontogenic shifts in the isotopic composition of Mediterranean littoral fishes. *Marine Biology* 145: 971-981
- Duplisea DE, Kerr SR, Dickie LM (1997) Demersal fish biomass size spectra on the Scotian Shelf, Canada: species replacement at the shelfwide scale. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1725-1735
- Fanelli E, (2007) Trophic relationships in demersal communities of western Mediterranean: case studies from coastal and deep-sea ecosystems. PhD Thesis. Univerità di Viterbo La Tuscia Italia. 213 pp.
- France R, Chandler M, Peters R (1998) Mapping trophic continua of benthic foodwebs: body size  $\delta N^{15}$  relationships. *Marine Ecology-Progress Series* 174: 301-306
- Froese R, Pauly DE (2006) FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (12/2006).
- Fry B, Quinones RB (1994) Biomass spectra and stable-isotope indicators of trophic level in zooplankton of the Northwest Atlantic. *Marine Ecology-Progress Series* 112: 201-204
- Fry B, Sherr EB (1984)  $\delta^{13}C$  Measurements as Indicators of Carbon Flow in Marine and Fresh-Water Ecosystems. *Contributions in Marine Science* 27: 13-47

- Gannes LZ, O'Brien DM, del Rio CM (1997) Stable isotopes in animal ecology: Assumptions, caveats, and a call for more laboratory experiments. *Ecology* 78: 1271-1276
- Graham NAJ, Dulvy NK, Jennings S, Polunin NVC (2005) Size-spectra as indicators of the effects of fishing on coral reef fish assemblages. *Coral Reefs* 24: 118-124
- Graham NAJ, Evans RD, Russ GR (2003) The effects of marine reserve protection on trophic relationships of reef fishes on the Great Barrier Reef. *Environmental Conservation* 30: 200-208
- Greco S (1994) Considerazioni sullo stato di sfruttamento delle risorse demersali (Capo Suvero-San Vito Lo Capo). *Biologia Marina Mediterranea* 1: 61-66
- Greco S, Cavaliere A, Perdichizzi F, Cammaroto S (1993) Sintesi dell'attività svolta dall'unità operativa "T6": Terreno Meridionale (Da Capo Suvero a Capo San Vito). - Atti del seminario nazionale delle unità operative italiane svoltosi presso l'Istituto di Tecnologia della Pesca e del Pescato di Mazara del Vallo. "La valutazione delle risorse demersali dei mari italiani", N.T.R.-I.T.P.P., Special Publication n.2, pp139-141
- Grey J, Jones RI, Sleep D (2001) Seasonal changes in the importance of the source of organic matter to the diet of zooplankton in Loch Ness, as indicated by stable isotope analysis. *Limnology and Oceanography* 46: 505-513
- Gu B, Schelske CL, Hoyer MV (1996) Stable isotopes of carbon and nitrogen as indicators of diet and trophic structure of the fish community in a shallow hypereutrophic lake. *Journal of Fish Biology* 49: 1233-1243
- Harvey CJ, Hanson PC, Essington TE, Brown PB, Kitchell JF (2002) Using bioenergetics models to predict stable isotope ratios in fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 115-124
- Herzka SZ, Holt GJ (2000) Changes in isotopic composition of red drum (*Sciaenops ocellatus*) larvae in response to dietary shifts: potential applications to settlement studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 137-147
- Hesslein RH, Hallard KA, Ramlal P (1993) Replacement of sulfur, carbon, and nitrogen in tissue of growing broad whitefish (*Coregonus nasus*) in response to a change in diet traced by  $\delta^{34}\text{S}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ . *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2071-2076

- Hobson KA (1993) Trophic relationships among high arctic seabirds - Insights from tissue-dependent stable-isotope models. *Marine Ecology-Progress Series* 95: 7-18
- Hobson KA, Welch HE (1992) Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  analysis. *Marine Ecology-Progress Series* 84: 9-18
- Hyslop EJ (1980) Stomach contents analysis - A review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 411-429
- Iverson SJ, Frost KJ, Lang SLC (2002) Fat content and fatty acid composition of forage fish and invertebrates in Prince William Sound, Alaska: factors contributing to among and within species variability. *Marine Ecology-Progress Series* 241: 161-181
- Jennings S, Dulvy NK (2005) Reference points and reference directions for size-based indicators of community structure. *Ices Journal of Marine Science* 62: 397-404
- Jennings S, Greenstreet SPR, Hill L, Piet GJ, Pinnegar JK, Warr KJ (2002a) Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. *Marine Biology* 141: 1085-1097
- Jennings S, Pinnegar JK, Polunin NVC, Boon TW (2001) Weak cross-species relationships between body size and trophic level belie powerful size-based trophic structuring in fish communities. *Journal of Animal Ecology* 70: 934-944
- Jennings S, Pinnegar JK, Polunin NVC, Warr KJ (2002b) Linking size-based and trophic analyses of benthic community structure. *Marine Ecology-Progress Series* 226: 77-85
- Jennings S, Warr KJ (2003) Environmental correlates of large-scale spatial variation in the  $\delta^{15}\text{N}$  of marine animals. *Marine Biology* 142: 1131-1140
- Juanes F, Buckel JA, Scharf FS (2001) Predatory behaviour and selectivity of a primary piscivore: comparison of fish and non-fish prey. *Marine Ecology-Progress Series* 217: 157-165
- Kiljunen M, Grey J, Sinisalo T, Harrod C, Immonen H, Jones RI (2006) A revised model for lipid-normalizing  $\delta^{13}\text{C}$  values from aquatic organisms, with



- implications for isotope mixing models. *Journal of Applied Ecology* 43: 1213-1222
- Layman CA, Winemiller KO, Arrington DA, Jepsen DB (2005) Body size and trophic position in a diverse tropical food web. *Ecology* 86: 2530-2535
- Le Loc'h F, Hily C (2005) Stable carbon and nitrogen isotope analysis of *Nephrops norvegicus* Merluccius merluccius fishing grounds in the Bay of Biscay (Northeast Atlantic). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 123-132
- Lindsay DJ, Minagawa M, Mitani I, Kawaguchi K (1998) Trophic shift in the Japanese anchovy *Engraulis japonicus* in its early life history stages as detected by stable isotope ratios in Sagami Bay, central Japan. *Fisheries Science* 64: 403-410
- Lukoschek V, McCormick MI (2001) Ontogeny of diet changes in a tropical benthic carnivorous fish, *Parupeneus barberinus* (Mullidae): relationship between foraging behaviour, habitat use, jaw size, and prey selection. *Marine Biology* 138: 1099-1113
- MacAvoy SE, Macko SA, Garman GC (2001) Isotopic turnover in aquatic predators: quantifying the exploitation of migratory prey. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 923-932
- McConnaughey T, McRoy CP (1979) Food-web structure and the fractionation of carbon isotopes in the Bering Sea. *Marine Biology* 53: 257-262
- Michener RH, Schell DM (1994) Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs. In: Michener RH (ed) *Stable Isotops in Ecology and Environmental Studies*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp 316
- Minagawa M, Wada E (1984) Stepwise enrichment of  $^{15}\text{N}$  along food-chains - further evidence and the relation between  $\delta^{15}\text{N}$  and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48: 1135-1140
- Mumby PJ, Dahlgren CP, Harborne AR, Kappel CV, Micheli F, Brumbaugh DR, Holmes KE, Mendes JM, Broad K, Sanchirico JN, Buch K, Box S, Stoffle RW, Gill AB (2006) Fishing, trophic cascades, and the process of grazing of coral reefs. *Science* 311: 98-101

- Murawski SA, Brown R, Lai HL, Rago PJ, Hendrickson L (2000) Large-scale closed areas as a fishery-management tool in temperate marine systems: The Georges Bank experience. *Bulletin of Marine Science* 66: 775-798
- Olaso I, Cenderero O, Abaunza P (1999) The diet of horse mackerel, *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758), in the Cantabrian Sea (north Spain). *Journal of Applied Ichthyology* 15: 193–198
- Papaconstantinou C, Petrakis G, Mytilineou C, Politou C-Y, Vassilopoulou V, Fourtouni A (1989) Fisheries Investigations on the Demersal Fishes of the Euboikos and Pagassitikos Gulfs, Technical Report. National Centre for Marine Research,, Athens, Hellas
- Pauly D, Christensen V, Froese R, Palomares ML (2000a) Fishing down aquatic food webs. *American Scientist* 88: 46-51
- Pauly D, Froese R, Sa-a PS, Palomares ML, Christensen V, Rius J (2000b) TrophLab Manual. ICLARM, Manila
- Pauly D, Watson R (2005) Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 360: 415-423
- Peters RH (1983) The ecological implications of body size. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Pinnegar JK, Polunin NVC (1999) Differential fractionation of  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. *Functional Ecology* 13: 225-231
- Pinnegar JK, Polunin NVC (2000) Contributions of stable-isotope data to elucidating food webs of Mediterranean rocky littoral fishes. *Oecologia* 122: 399-409
- Pipitone C, Badalamenti F, D'Anna G, Patti B (2000) Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fisheries Research* 48: 23-30
- Polunin N, Pinnegar J (2002) Trophic ecology and the structure of marine food webs. In: Reynolds J (ed) *Handbook of fish biology and fisheries - fish biology*. Blackwell Science Ltd., Oxford, pp 301-320
- Post DM (2002) Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology* 83: 703-718

- Rice, Gislason (1996)
- Rice JC (2000) Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. *Ices Journal of Marine Science* 57: 682-688
- Rochet MJ, Trenkel VM (2003) Which community indicators can measure the impact of fishing? a review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 86-99
- Rosecchi E (1983) Régime alimentaire du pageot, *Pagellus erythrinus*, Linne 1758, (Pisces, Sparidae) dans le Golfe du Lion. *Cybiurn* 7: 17-29
- Santic M, Jardas I, Pallaoro A (2005) Feeding habits of horse mackerel, *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758), from the central Adriatic Sea. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 125-130
- Scharf FS, Juanes F, Rountree RA (2000) Predator size - prey size relationships of marine fish predators: interspecific variation and effects of ontogeny and body size on trophic-niche breadth. *Marine Ecology-Progress Series* 208: 229-248
- Schmidt-Nielsen K (1984) *Scaling: Why is animal size so important?* Cambridge University Press, New York
- Schoeninger MJ, DeNiro MJ (1984) Nitrogen and carbon isotopic composition of bone-collagen from marine and terrestrial animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48: 625-639
- Schratzberger M, Jennings S (2002) Impacts of chronic trawling disturbance on meiofaunal communities. *Marine Biology* 141: 991-1000
- Sholto-Douglas AD, Field JG, James AG, Vandermerwe NJ (1991) C-13/C-12 and N-15/N-14 Isotope Ratios in the Southern Benguela Ecosystem - Indicators of Food Web Relationships Among Different Size-Classes of Plankton and Pelagic Fish - Differences Between Fish Muscle and Bone-Collagen Tissues. *Marine Ecology-Progress Series* 78: 23-31
- Silva A (1999) Feeding habits of John Dory, *Zeus faber*, on the Portuguese continental coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 79: 333-340
- St John J, Russ GR, Brown IW, Squire LC (2001) The diet of the large coral reef serranid *Plectropomus leopardus* in two fishing zones on the Great Barrier Reef, Australia. *Fishery Bulletin* 99: 180-192

- Stergiou KI, Fourtouni H (1991) Food habits, ontogenetic diet shift and selectivity in *Zeus faber* Linnaeus, 1758. *Journal of Fish Biology* 39: 589–603
- Stergiou KI, Karpouzi VS (2002) Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11: 217-254
- Sweeting CJ, Barry J, Barnes C, Polunin NVC, Jennings S (2007) Effects of body size and environment on diet-tissue  $\delta^{15}\text{N}$  fractionation in fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 340: 1-10
- Sweeting CJ, Jennings S, Polunin NVC (2005) Variance in isotopic signatures as a descriptor of tissue turnover and degree of omnivory. *Functional Ecology* 19: 777-784
- Sweeting CJ, Polunin NVC, Jennings S (2006) Effects of chemical lipid extraction and arithmetic lipid correction on stable isotope ratios of fish tissues. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 20: 595-601
- van der Veer HW, Feller RJ, Weber A, Witte JIJ (1998) Importance of predation by crustaceans upon bivalve spat in the intertidal zone of the Dutch Wadden Sea as revealed by immunological assays of gut contents. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 231: 139-157
- Vander Zanden MJ, Rasmussen JB (2001) Variation in  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography* 46: 2061-2066
- Vander Zanden MJ, Shuter BJ, Lester NP, Rasmussen JB (2000) Within- and among-population variation in the trophic position of a pelagic predator, lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 725-731
- Yako LA, Dettmers JM, Stein RA (1996) Feeding preferences of omnivorous gizzard shad as influenced by fish size and zooplankton density. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 753-759

## **10 - DINAMICA SPAZIO-TEMPORALE DELLA TRIGLIA DI FANGO, *MULLUS BARBATUS* E IDENTIFICAZIONE DI AREE CHIAVE NELLA BIOLOGIA DELLA SPECIE**

### **Introduzione**

La conoscenza della distribuzione spaziale, dell'abbondanza e della struttura demografica delle popolazioni sfruttate dalla pesca e delle variazioni di tali proprietà al variare della pressione della pesca riveste un'importanza sempre crescente nella ricerca di strategie di pesca sostenibile (Berkeley et al., 2004a).

Si reputa infatti che le misure gestionali che tengono conto esplicitamente della distribuzione spaziale delle specie rappresentino uno degli strumenti più efficaci per consentire la sopravvivenza di un numero adeguato di femmine all'età di prima riproduzione e di raggiungere taglie ed età che massimizzano la riuscita del reclutamento degli stock ittici.

Molti studi su specie di pesci demersali, che vivono, cioè, in prossimità del fondo, hanno infatti mostrato un aumento significativo della produzione di uova e della sopravvivenza di larve all'aumentare della taglia e dell'età delle femmine riproduttrici (Trippel et al., 1997; Marteinsdottir and Steinarsson, 1998; Vallin and Nissling, 2000; Berkeley et al., 2004b). Di conseguenza uno stock parentale distribuito su diverse classi di età, in cui le femmine sono in grado di riprodursi più volte nel corso della vita, consente capacità di rinnovo più elevate dello stesso stock parentale costituito essenzialmente da femmine alla loro prima riproduzione (Rochet, 2000; Longhurst, 2002; Caddy and Seijo, 2002; Birkeland and Dayton, 2005; Fromentin, 2006).

Negli anni recenti sono state istituite numerose aree marine protette (MPA) in svariate parti del mondo con l'obiettivo principale di ricostituire gli stock sovrasfruttati dalla pesca (Lauck et al., 1998; Guénette et al., 1998; Sumaila et al., 2000; Jaworski et al., 2006). Tra i benefici attesi di questi provvedimenti ricordiamo l'aumento dell'abbondanza della popolazione, della taglia degli individui, dello stock parentale, della struttura demografica e dell'efficienza dei processi riproduttivi delle specie oggetto di pesca (Guénette et al., 1999; Gell and Roberts, 2002; Jones, 2002).

La presenza di un'area in cui la pesca a strascico è proibita nel Golfo di Castellammare (TP), sito lungo la costa nord-occidentale della Sicilia, ha fornito l'occasione per studiare alcuni aspetti legati alla distribuzione spaziale delle reclute e

degli adulti e sulle caratteristiche demografiche dello stock parentale della triglia di fango *Mullus barbatus* (L., 1758).

La triglia di fango, *M. barbatus*, è una delle principali risorse demersali del Mediterraneo ed è distribuita in tutto il bacino del Mediterraneo comprese le acque italiane ed in mar Nero (Tserpes et al., 2002). E' una specie bentonica che vive sui fondali fangosi a profondità comprese tra 5 e 250 m. Questa specie rappresenta una delle specie target più importanti della pesca per tutti i paesi dell'area del Mediterraneo, essendo catturata sulle piattaforme continentali mediante reti a strascico, tremaglio ed imbrocco.

Nei mari italiani, le popolazioni di *M. barbatus* mostrano un ciclo vitale simile, caratterizzato da riproduzione e reclutamento discreto, crescita veloce, elevata mortalità naturale e maturità sessuale a circa un anno di vita (Voliani, 1999; Menini *et al.*, 2001). La riproduzione avviene da maggio a luglio, sebbene alcuni autori riportino un prolungamento autunnale del periodo riproduttivo (Orsi Relini e Arnaldi, 1986). Nella maggior parte degli stock esaminati la frazione più importante dello stock parentale è composto da individui di circa 1 anno di età, corrispondenti a lunghezze totali comprese 120 e 150 mm per le femmine e 110 e 135 mm per maschi (Voliani, 1999). La specie recluta massivamente sui fondi mobili costieri in tarda estate inizio autunno dopo una fase post-larvale pelagica. Con la crescita delle giovani triglie si osserva una graduale dispersione a maggiori profondità (Voliani, 1999).

Nel caso del Golfo di Castellammare (GCAST), dopo 4 anni dall'entrata in vigore della sospensione della pesca a strascico l'abbondanza della triglia di fango ha mostrato un aumento di circa 32 volte (Pipitone et al., 2000), confermando l'elevata capacità della specie di rispondere rapidamente alla variazione dello sforzo di pesca (Relini et al., 1996). L'incremento di biomassa registrato nel Golfo di Castellammare si è sostanzialmente mantenuto negli anni successivi e tuttora l'area continua a mostrare valori di biomasse più elevate rispetto alle aree vicine (Pipitone et al., 2000).

Il presente contributo ha l'obiettivo di approfondire alcuni aspetti della dinamica spazio temporale e della biologia della triglia di fango in un'area protetta dall'impatto della pesca a strascico. In particolare lo studio è finalizzato a:

- individuare, per ogni anno della serie storica di dati disponibili, le aree preferenziali di concentrazione di individui del gruppo di età 0 (nursery) e le

aree di concentrazione degli adulti con particolare attenzione alle fasi di maturità sessuale (spawning areas).

- studiare alcuni aspetti poco conosciuti della biologia della triglia di fango di grande importanza in relazione al regime di protezione del GCAST. In particolare lo studio ha l'obiettivo di approfondire le modalità riproduttive, la fecondità, la struttura demografica ed il pattern di reclutamento.

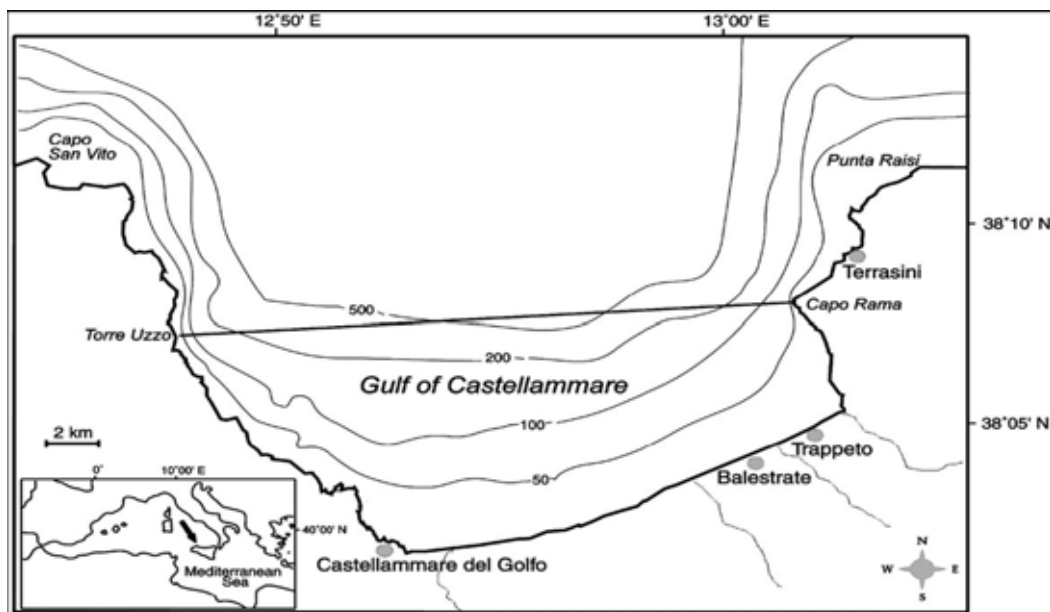
## **Materiali e metodi**

### Area di studio

Il Golfo di Castellammare (~400 km<sup>2</sup>) si trova nella costa nord-occidentale della Sicilia (Mar Mediterraneo) (Figura 1). La maggior parte dei fondali è occupato da fondi fangosi o misti con fango e sabbia che costituiscono l'habitat preferenziale di *Mullus barbatus* (Voliani, 1999).

In passato il Golfo di Castellammare è stato luogo di importanti attività di pesca a strascico (Arena e Bombace, 1970). Nel 1990 con provvedimento dell'Amministrazione Regionale, l'impiego di reti a strascico è stato proibito in un'ampia area di circa 200 km<sup>2</sup>, che copre l'intera piattaforma continentale ( $p \leq 200\text{m}$ ) ed una porzione della scarpata superiore.

La proibizione dell'uso delle reti a strascico nel Golfo di Castellammare trae la sua origine nella duplice esigenza di risolvere i conflitti tra la pesca a strascico e la pesca artigianale e di ricostituire le risorse demersali nell'area (Pipitone et al., 2000).



**Fig. 1 – Il Golfo di Castellammare con i limiti dell’area interdotta allo strascico in base alla legge regionale n. 25/1990.**

### Serie storica

L’analisi della serie storica di dati disponibile ha consentito di valutare la distribuzione spazio temporale di due fasi critiche nel ciclo vitale della triglia di fango nel Golfo: le reclute, ossia gli individui appartenenti al gruppo 0 (primo anno di vita) e le femmine riproduttrici. In particolare si sono analizzati i dati relativi a 12 campagne: Dicembre 1993 (I survey); Febbraio-Marzo (II), Maggio-Giugno (III) e Settembre 1994 (IV); Giugno (V), Agosto-Settembre (VI) e Dicembre 1998 (VII); Febbraio-Marzo 1999 (VIII); Settembre (IX) e Dicembre 2000 (X); Marzo (XI) e Giugno 2001 (XII). In tutte le campagne è stato adottato un campionamento casuale stratificato con tre strati di profondità A (10-50 m), B (51-100 m) e C (101-200 m) ed un numero di cale proporzionale alla superficie di ciascuno strato (Pipitone et al., 2000). Tutte le campagne sono state condotte utilizzando lo stesso peschereccio commerciale e lo stesso attrezzo: rete da pesca a strascico di fondo con divergenti con maglia da 36-40 mm di apertura nel sacco. Per ogni campagna sono state effettuate 30 cale diurne di 30 minuti ciascuna. Dal database storico sono stati estratti i dati di abbondanza, di taglia e di maturità sessuale relativi alla triglia di fango.



### Campagne 2004-2005

Nell'ambito del presente programma i campionamenti per la raccolta della triglia di fango sono stati effettuati nel Golfo di Castellammare con cadenza stagionale: settembre e novembre 2004 (survey XIII e XIV rispettivamente), marzo e maggio 2005 (survey XV e XVI rispettivamente). Per ogni survey sono state effettuate 30 cale circa, secondo lo stesso disegno casuale stratificato per profondità ed allocazione delle cale proporzionale alla superficie dello strato batimetrico adottato per i surveys precedenti. Sono stati quindi impiegati tre strati batimetrici: lo strato A da 10 a 50 m, lo strato B da 51 a 100 m, e lo strato C da 101 a 200 m. Tutte le pescate sono state effettuate con lo stesso peschereccio commerciale (Inserire nome pescher) e lo stesso attrezzo (rete da pesca a strascico di fondo con divergenti di tipo "tartana"). Al sacco con la maglia legale da 40 mm è stato aggiunto un coprisacco di maglia 20 mm per catturare pienamente gli individui che sono già reclutati al fondo ma non ancora all'attrezzo commerciale. Per garantire il confronto con i dati della serie storica, le catture del sacco sono state mantenute distinte da quelle del coprisacco.

Tutti gli individui appartenenti alla specie *Mullus barbatus* sono stati selezionati dal pescato e conservati fino allo sbarco. Parte degli individui catturati sono stati esaminati a fresco per il prelievo delle gonadi per le analisi istologiche (vedi capitolo 11), parte sono stati congelati ed analizzati in seguito allo scongelamento.

Di tutti gli individui sono state registrati la lunghezza totale (LT) al mezzo centimetro e il peso al grammo. E' stato determinato il sesso e lo sviluppo gonadico secondo la classificazione macroscopica sulla scala di maturità a 5 stadi proposta da Holden e Raitt (1974) per le specie a deposizione parziale (Tab. 1).

Stadio di maturità	Stato di maturazione	Aspetto della gonade
1	<i>Immaturato</i>	Ovario e testicolo lunghi 1/3 della cavità addominale. Ovari semitrasparenti rosati; testicoli bianchicci. Uova non visibili ad occhio nudo.
2	<i>Immaturi in sviluppo e quiescenti in ripresa</i>	Ovario e testicolo lunghi circa ½ della cavità addominale. Ovari semitrasparenti rosei; testicoli bianchicci, più o meno simmetrici. Uova non visibili ad occhio nudo.
3	In maturazione	Ovario e testicolo lunghi circa i 2/3 della cavità addominale. Ovario di color giallo-rosa e di aspetto granuloso; testicoli da biancastri a crema. Uova visibili ad occhio nudo ma non ancora trasparenti o traslucide.
4	Maturi	Ovario e testicolo lunghi da 2/3 all'intera cavità addominale. Ovario arancio-rosato con evidente vascolarizzazione.. Sono visibili ad occhio nudo uova grandi e trasparenti. Testicoli soffici e di colore biancastro-crema.
5	Post deposizione	Ovario e testicolo ridotti a circa ½ della lunghezza della cavità addominale. Pareti ovariche flaccide. L'ovario può contenere resti di uova opache e/o traslucide. Testicoli emorragici e flaccidi.

**Tabella 1 - Scala di maturità macroscopica a 5 stadi impiegata (tratta da Holden e Raitt, 1974)**

Da sub campione di individui di ogni cala sono stati inoltre prelevati gli otoliti (coppie di *sagittae*) per la stima dell'età. Nello specifico, si è adottata la seguente frequenza di campionamento con l'obiettivo di campionare sistematicamente tutte le classi di lunghezza presenti nel campione: 3 esemplari per classe di taglia (al mezzo centimetro) per gli individui di taglia inferiore ai 10.5 cm (giovanili); 3 esemplari per classe di taglia (al mezzo centimetro) e per sesso per gli individui di taglia tra i 10.5 cm e gli 11.5 cm; 2 esemplari per classe di taglia (al centimetro) e per sesso per gli individui di taglia superiore agli 11.5 cm.

La coppia di otoliti è stata rimossa dalla capsula ottica presente nel cranio mediante l'ausilio di piccole pinzette. Successivamente gli otoliti sono stati sciacquati in acqua dolce per rimuovere i resti di tessuti molli e conservati in contenitori a scomparti (Secor et al., 1991).

Per ogni survey è stato possibile campionare un numero di otoliti variabile da 250 a 400 individui (tabella 2).

	<b>Femmine</b>	<b>Maschi</b>	<b>Indeterminati</b>
<b>Settembre '04</b>	335	272	446
<b>Novembre '04</b>	418	389	420
<b>Marzo '05</b>	466	432	248
<b>Maggio '05</b>	435	397	345

**Tabella 2 - Numero di esemplari di *Mullus barbatus* da cui sono stati estratti gli otoliti**

Gli otoliti degli esemplari di  $LT \geq 10,5$  cm sono stati letti "in toto" per identificare gli incrementi annuali. Le sagittae sono state osservate in immersione (alcool, acqua o glicerina) su sfondo nero mediante stereomicroscopio con luce incidente a  $6-40 \times$  (Rizzo et al., in stampa).

Per la lettura degli otoliti delle reclute di piccole dimensioni si è seguita la metodologia riportata da Secor et al. (1991) idonea all'identificazione degli incrementi giornalieri).

Nello specifico la sagitta destra è stata inclusa in resina ed incollata direttamente su un vetrino portaoggetti. E' stata quindi molata, lucidata ed osservata al microscopio ottico con luce trasmessa a  $100-400 \times$ .

Le letture sono state fatte da due lettori e soltanto nel caso di stime consistenti le letture sono accettate come valide. Nel corso dell'indagine sono stati complessivamente letti gli otoliti di più di 1000 esemplari.

### Analisi delle distribuzioni Lunghezza-Frequenza (LFD)

Per lo studio della struttura di taglia ed il pattern di reclutamento della popolazione di *M. barbatus* del Golfo di Castellammare, le misure di lunghezza sono state organizzate nei classici istogrammi di frequenza delle lunghezze con i numeri standardizzati al km<sup>2</sup>.

Per ciascuna delle sedici campagne (serie storica e survey 2004-2005) le distribuzioni lunghezza-frequenza cumulate sono state scomposte nelle singole componenti normali attribuibili a gruppi di età con l'obiettivo principale di individuare la prima componente che corrisponde alla frazione giovanile dello stock entro il primo anno di vita (Gruppo 0). La scomposizione delle strutture di taglia è stata effettuata mediante il metodo di Bhattacharya (1967), come implementato nel pacchetto statistico FiSAT (Gayanilo et al., 1996). Per ogni componente si è calcolata la lunghezza media (m), la deviazione standard (sd) e la consistenza numerica (N) .

Note le caratteristiche dimensionali (m e sd) della prima componente per ogni survey, gli indici di densità del gruppo 0, in termini di numero di individui per km<sup>2</sup> per ogni cala, sono stati calcolati secondo Fiorentino et al. (2003). Sono stati quindi considerati "reclute" (gruppo 0) tutti gli individui la cui lunghezza è risultata inferiore a  $m+1sd$ . La frazione adulta dello stock (individui con 1 o più anni) è stata calcolata sottraendo il gruppo 0 dalla popolazione totale.

### Analisi delle distribuzioni spaziali

Utilizzando un software GIS (ArcGIS 9.0, ESRI) si è proceduto a rappresentare nello spazio gli indici di densità e la struttura della popolazione al fine di individuare aree preferenziali di concentrazione nelle fasi rilevanti del ciclo vitale.

Le mappe delle reclute (gruppo 0) e degli adulti (gruppo 1 e più vecchi) per ogni campagna sono state realizzate utilizzando un metodo di interpolazione deterministico: l'Inverse Distance Weighting (IDW) a potenza 2. Si è preferito un metodo di interpolazione deterministico ad un metodo geostatistico (es. Kriging) a causa dell'elevata asimmetria dei dati (alta presenza di valori 0) e della difficoltà di approssimare il variogramma sperimentale ad un modello teorico. Il numero di campioni utilizzato per la stima dei punti non noti è stato fissato a 5, l'interpolazione è

stata calcolata con una griglia di cella 50 m, e i dati sono stati raggruppati in 6 classi secondo il criterio “natural breaks”

Le aree di concentrazione delle reclute, così come sono state definite ed individuate, rappresentano “nursery areas”, Di contro, per individuare le “spawning areas” l’indicatore più corretto, considerata l’importanza preminente delle femmine nei processi riproduttivi, è l’indice di densità delle femmine che presentano stadio di maturità 4 in primavera, la stagione in cui avviene la riproduzione della maggior parte degli adulti dello stock (Voliani, 1999). Pertanto, utilizzando la procedura di interpolazione precedentemente descritta, si sono prodotte le mappe di distribuzione degli indici di densità, standardizzati al km<sup>2</sup>, delle femmine mature delle campagne primaverili.

Inoltre, sempre per le sole campagne primaverili, al fine di visualizzare la struttura di taglia dei riproduttori nello spazio e in funzione della profondità, sono state prodotte mappe ad isolinee della taglia media delle femmine mature. Infine, verificata la presenza di femmine mature al di fuori del periodo “canonico” di riproduzione (primavera), si è prodotta una mappa indicativa della loro distribuzione spaziale considerando tutte le campagne assieme (escluse quelle primaverili), previa standardizzazione degli indici di densità al valore massimo di ogni singola campagna.

#### Analisi dello stock riproduttore

Considerando l’importanza del processo riproduttivo, soprattutto in relazione al regime di protezione del GCAST, si è condotta un’analisi approfondita della struttura e della demografia dello stock parentale, già individuato nella frazione delle femmine aventi stadio di maturità 4 durante la stagione primaverile. Gli aspetti legati alla fecondità e alle modalità riproduttive sono stati affrontati in un apposito studio i cui risultati sono riportati nel capitolo 11.

Innanzitutto sono state analizzate le strutture di taglia delle femmine mature primaverili e confrontate con quelle delle femmine mature catturate in altri periodi dell’anno. Per il confronto è stato applicato il test non parametrico U di Mann-Whitney come implementato nel pacchetto Statistica .

Le preferenze batimetriche delle femmine mature sono state studiate in termini di relazione lunghezza-profondità.

Per ottenere la struttura demografica dello stock riproduttore si è adottata la seguente procedura :

- sono state calcolate le strutture di taglia della popolazione adulta a sessi separati, essendo noto il dimorfismo sessuale di *M. barbatus* (Voliani, 1999)
- le LFD delle diverse campagne sono state impiegate per stimare i parametri della curva di crescita secondo il modello di Von Bertalanffy (VBGF) mediante la routine ELEFAN contenuta nel pacchetto Length Frequency Data Analysis - LFDA di Kirkwood et al.(2001).
- le curve ricavate dall'analisi delle LFD sono state comparate con le stime di età ottenute dalla lettura degli otoliti delle femmine campionate nella campagna 2004-2005.
- applicando la procedura di “slicing” basata sulla formula inversa della VBGF, come implementata nel software LFDA di Kirkwood e Hoggarth (2006), le strutture di lunghezza standardizzate delle femmine mature in primavera sono state convertite nelle corrispondenti strutture di età al fine di valutare la composizione demografica dello stock parentale nella serie storica esaminata.

La variazione nel tempo della capacità di rinnovo della popolazione di *M.barbatus* nel Golfo di Castellammare è stata valutata mediante la stima del Potenziale Riproduttivo (PR) (Orsi Relini et al., 1998).

Tale grandezza è stata calcolata come la sommatoria del prodotto nel numero di femmine mature per ogni classe di lunghezza per la fecondità media della classe corrispondente, riportata nel capitolo 11.

Si è impiegata la formula:

$$PR = \sum_{i=1}^n N_i \cdot F_i$$

dove  $N_i$  rappresenta il numero di femmine mature nella classe di lunghezza  $i$  e  $F_i$  la “batch fecundity” media delle femmine di lunghezza  $i$ .

Dato che i valori di potenziale riproduttivo sono stati calcolati a scopo comparativo si è impiegato come indicatore della consistenza dello stock riproduttore il numero di femmine per km<sup>2</sup> senza la necessità di stimare la biomassa assoluta.

Va ricordato , inoltre, che la procedura di calcolo dei valori di PR assume che:

- la batch fecundity non sia sostanzialmente variata nel periodo considerato;
- la riproduzione avvenga esclusivamente in primavera;
- ogni femmina emetta le uova nel corso di un solo evento all'anno (1 batch per anno).

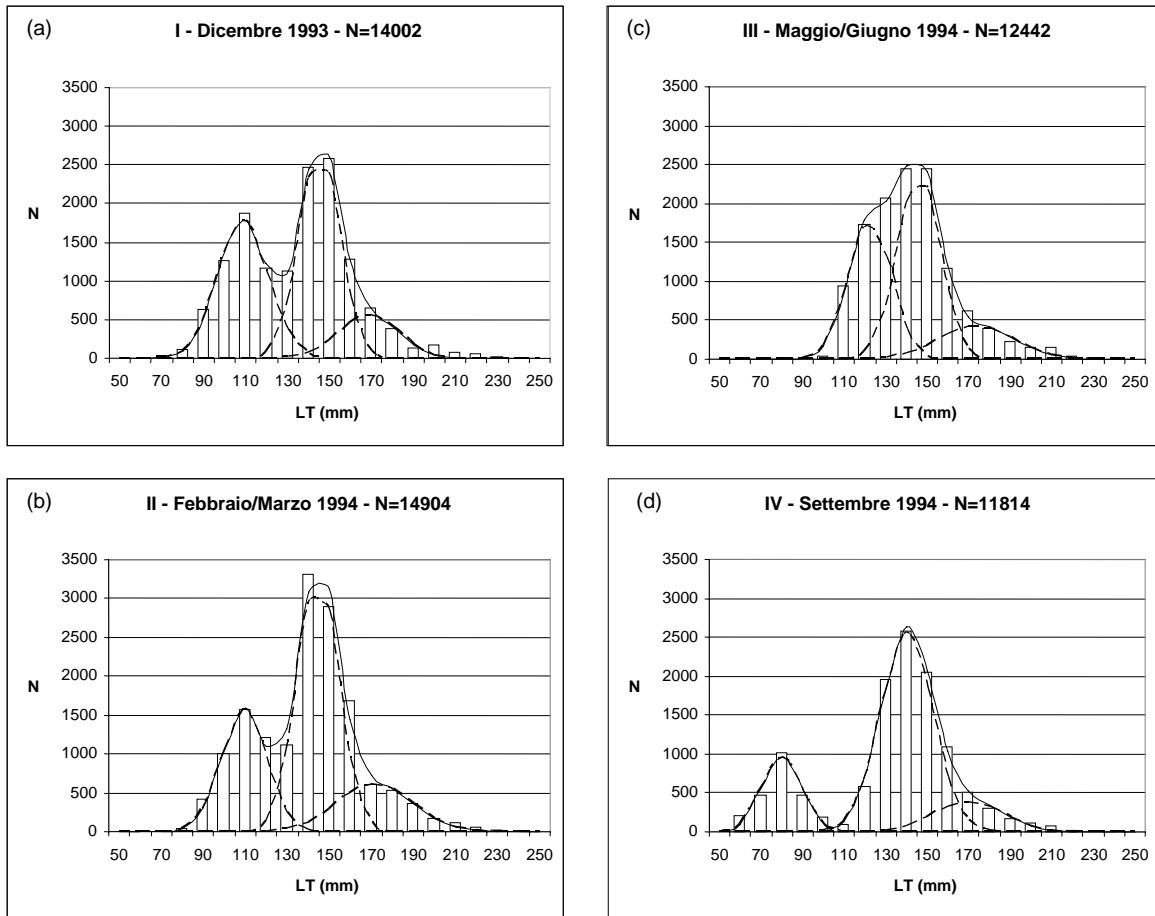
Considerato che esistono evidenze in letteratura (Orsi Relini et al., 1986) e nel materiale esaminato che una frazione di femmine si riproduca al di fuori della stagione primaverile e che il modello di riproduzione della triglia illustrato nel Capitolo .... indica che la specie è capace di molte emissioni nel corso della stagione riproduttiva i valori ottenuti debbono essere considerati stime “per difetto” del reale potenziale riproduttivo della popolazione.

## **Risultati**

### La struttura di lunghezza della popolazione

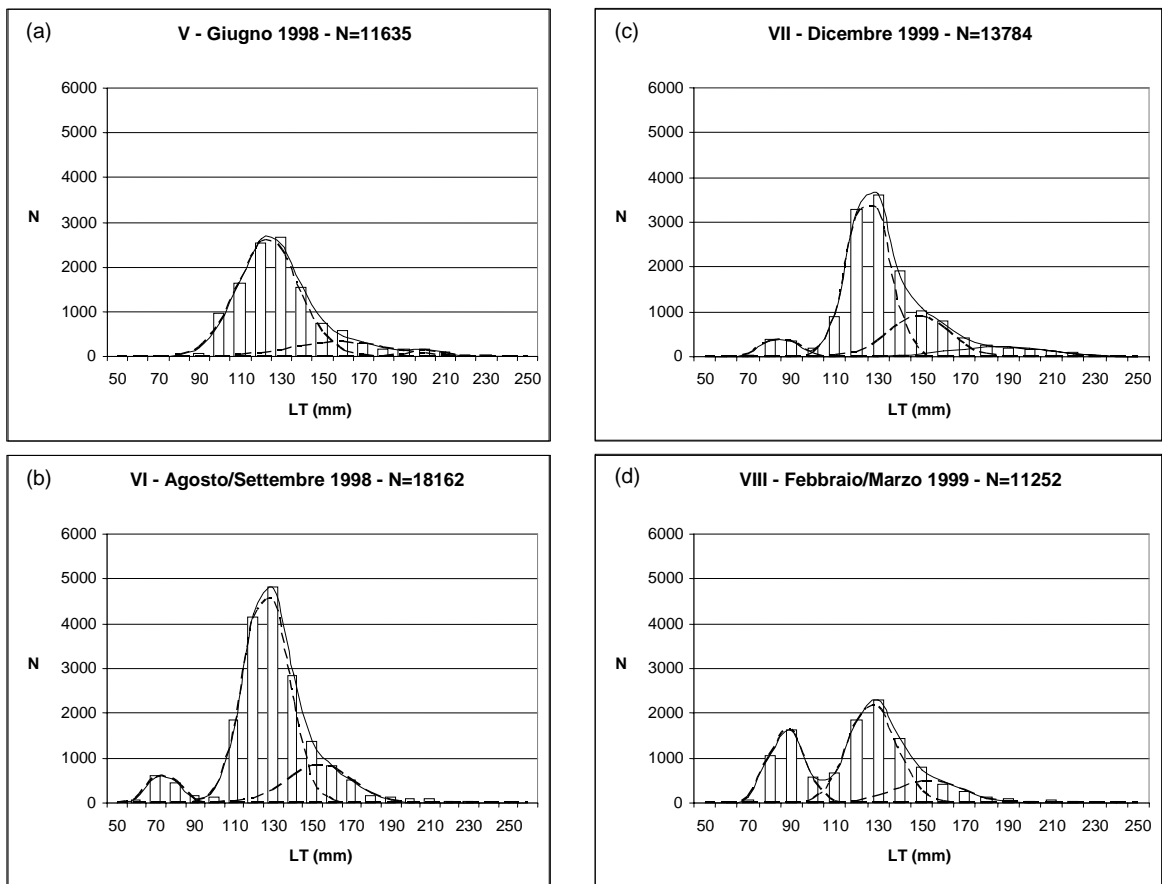
Dall'analisi della serie storica (dal Survey I al Survey XIV) risulta che le distribuzioni di lunghezza che rappresentano il totale della popolazione (maschi+femmine+indeterminati) appaiono sempre bimodali ad esclusione delle campagne condotte durante la stagione riproduttiva (Maggio/Giugno 1994, Giugno 1998 e Giugno 2001). Queste ultime sono unimodali (Figure 2c, 3a e 4d) e presentano sempre tre componenti adulte la cui taglia media varia negli anni tra 111 e 123,48 mm per la prima componente e tra 161,1 e 201,9 mm per la terza componente (Tab. 3). La presenza di reclute (gruppo 0), la cui LT media è compresa tra 73,9 e 79,9 mm a seconda delle diverse campagne, è stata registrata sempre nel periodo autunnale (Settembre 1994, Agosto/Settembre 1998 e Settembre 2000) (Figure 2d, 3b e 4a) sebbene individui di piccola taglia siano stati osservati anche a Dicembre 1999 (LT media 84,9 mm), Febbraio/Marzo 1999 (LT media 87,6) e Dicembre 2000 (LT media 83,3) (Tab.3).

Considerando le reclute di settembre si può notare che l'abbondanza registrata nella campagna del 1998 (1226 individui per km<sup>2</sup>) è risultata circa la metà di quella osservata nel 1994 (2239 N/km<sup>2</sup>) mantenendosi su questi livelli negli anni successivi (rispettivamente 1051 N/km<sup>2</sup> nel 2000 e 1281 N/km<sup>2</sup> nel 2004) (Tab. 3).

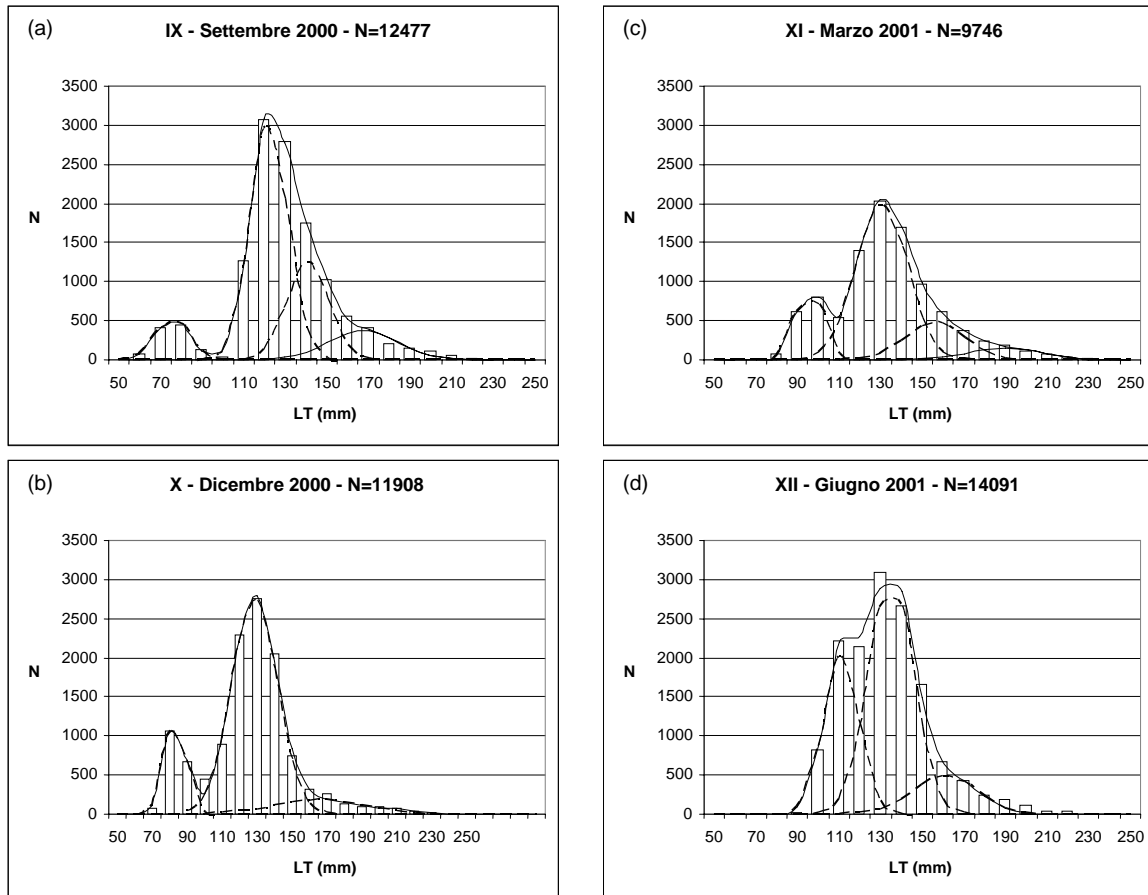


**Figura 2 – Distribuzioni Lunghezza-Frequenza della popolazione totale (maschi, femmine e indeterminati) relative a: (a) Survey I – Dicembre 1993; (b) Survey II – Febbraio/Marzo 1994; (c) Survey III – Maggio/Giugno 1994; (d) Survey IV – Settembre 1994. Gli indici sono standardizzati al Km<sup>2</sup>.**



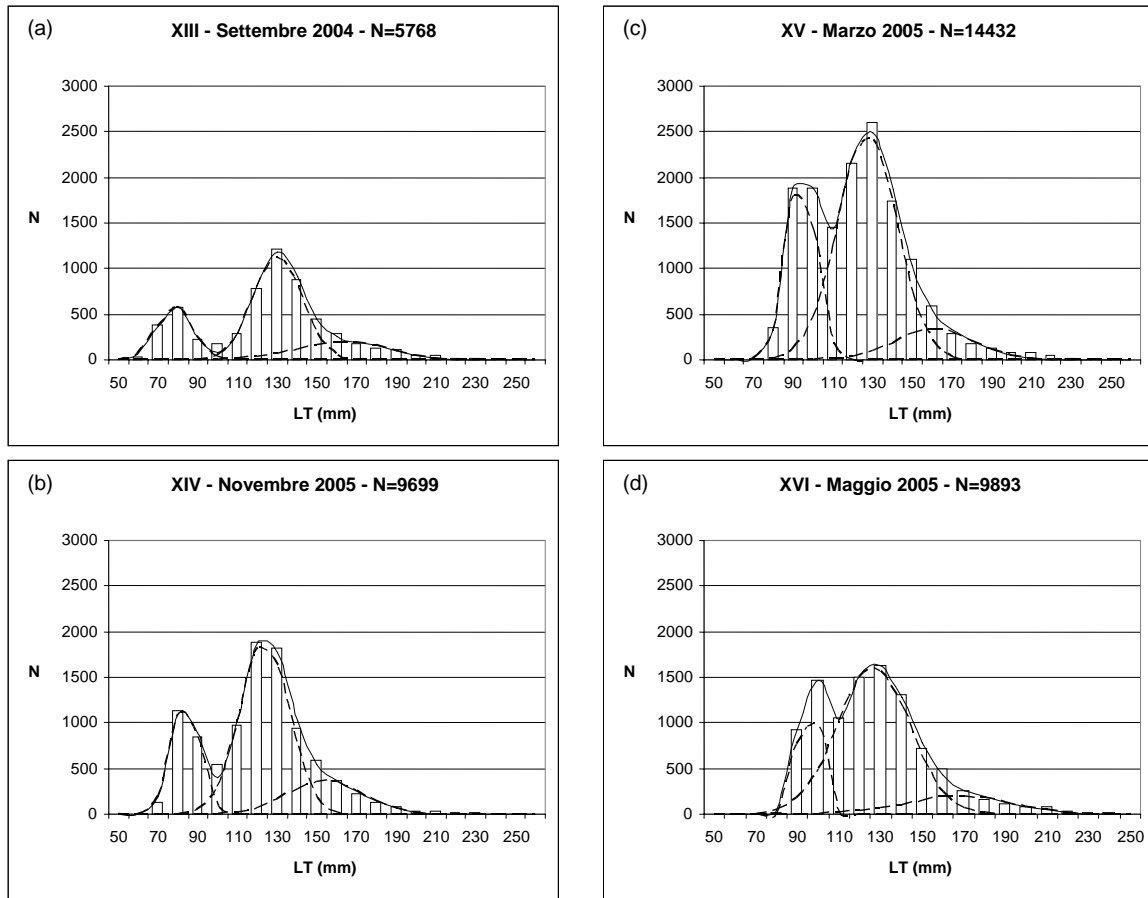


**Figura 3 – Distribuzioni Lunghezza-Frequenza della popolazione totale (maschi, femmine e indeterminati) relative a: (a) Survey V – Giugno 1998; (b) Survey VI – Agosto/Settembre 1998; (c) Survey VII – Dicembre 1999; (d) Survey VIII – Febbraio/Marzo 1999. Gli indici sono standardizzati al Km<sup>2</sup>.**



**Figura 4 – Distribuzioni Lunghezza-Frequenza della popolazione totale (maschi, femmine e indeterminati) relative a: (a) Survey IX – Settembre 2000; (b) Survey X – Dicembre 2000; (c) Survey XI – Marzo 2001; (d) Survey XII – Giugno 2001. Gli indici sono standardizzati al Km<sup>2</sup>.**

A differenza delle campagne precedenti, le campagne realizzate nel 2004-2005 presentano LFD bimodali in tutte le stagioni (Fig. 5) con la prima componente formata da individui di piccola taglia con media della lunghezza totale che aumenta da settembre (78,4 mm) a maggio (95,5 mm) (Tab. 3). La seconda moda presenta due componenti di individui adulti di cui la prima, sempre predominante in termini di abbondanza, presenta una LT media compresa tra 123,4 e 130 mm (Tab. 3). E' da notare come in settembre (Fig. 5a) la prima moda sia ben distinta dal resto della distribuzione, mentre nelle campagne successive (Fig. 5b,c,d) le prime due mode si avvicinano progressivamente illustrando il processo di crescita delle giovani triglie.



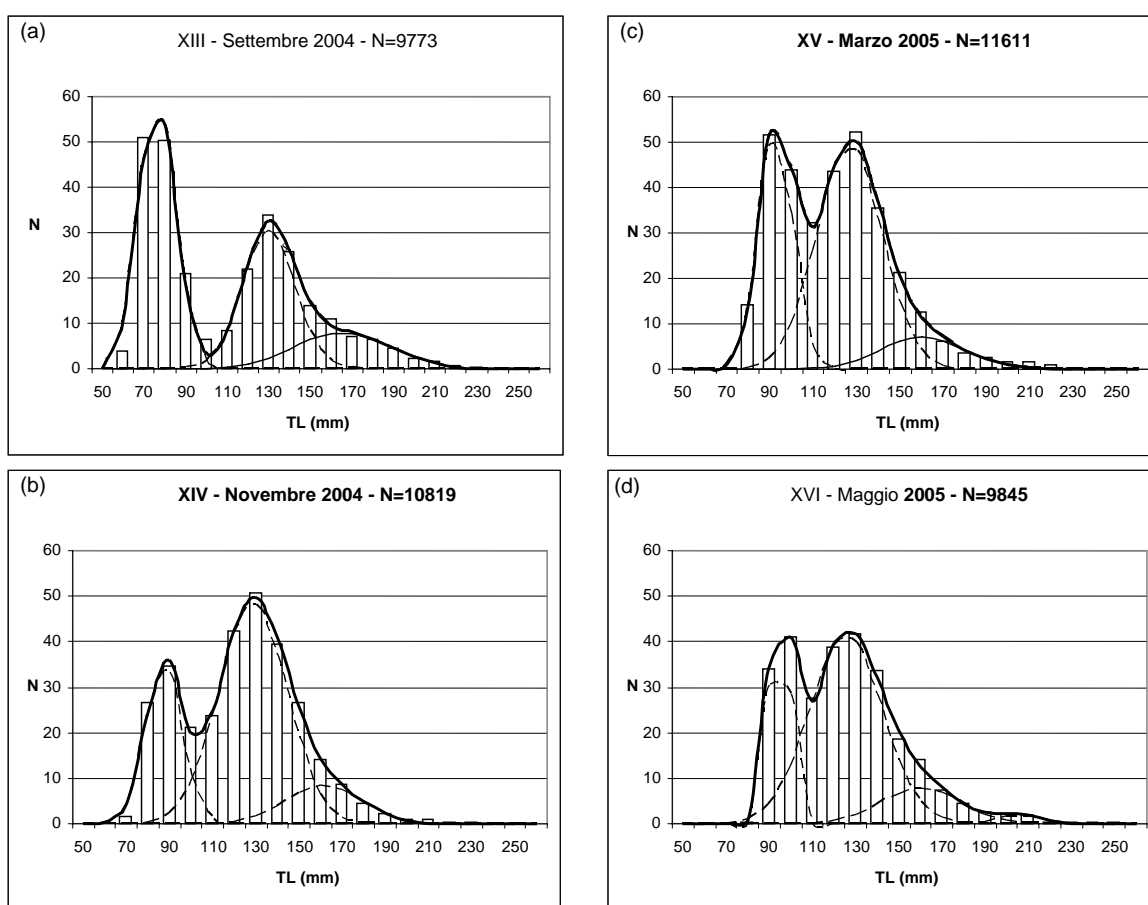
**Figura 5 – Distribuzioni Lunghezza-Frequenza della popolazione totale (maschi, femmine e indeterminati) relative a: (a) Survey XIII – Settembre 2004; (b) Survey XIV – Novembre 2004; (c) Survey XV – Marzo 2005; (d) Survey XVI – Maggio 2005. Gli indici sono standardizzati al Km<sup>2</sup>.**

Survey	Componenti	LT media (mm)	Deviazione Standard	Popolazione	Indice di Separazione
I - Dicembre 1993	I	108,6	11,9	5355	3,4 2
	II	145,2	9,5	6453	
	III	168,8	3,4	1954	
II - Febbraio-Marzo 1994	I	109,5	10,6	4210	3,5 2
	II	144,7	9,7	8027	
	III	171,7	17,4	2667	
III - Maggio-Giugno 1994	I	122,3	10,2	4465	2,3 2
	II	145,8	10,1	6054	
	III	174,1	18,1	1924	
IV - Settembre 1994	I	79,9	9,3	2239	5,54 2
	II	140,2	12,4	7957	
	III	169,8	17,2	1618	
V - Giugno 1998	I	123,48	14,6	9666	2 3,05
	II	159,2	21,1	1745	
	III	201,9	6,9	224	
VI - Agosto-Settembre 1998	I	73,9	7,3	1226	5,64 2
	II	126,2	11,3	13494	
	III	153,4	15,9	3442	
VII - Dicembre 1999	I	84,9	7,8	865	4,75 2 2
	II	125,4	9,3	8588	
	III	148,3	13,6	3078	
	IV	185,2	23,2	1253	
VIII - Febbraio-Marzo 1999	I	87,6	7,7	3275	4,25 2
	II	127,2	11	6116	
	III	153,5	15,3	1861	
IX - Settembre 2000	I	75,7	7,9	1051	5,52 2 2
	II	122,1	9	6829	
	III	140,8	9,7	3030	
	IV	167,2	16,7	1567	
X - Dicembre 2000	I	83,3	6	1820	4,8 2 2,8
	II	128,5	12,9	8886	
	III	165,9	24,5	1111	
	IV	213	8,8	90	
XI - Marzo 2001	I	95,6	6,5	1439	3,7 2 2,1
	II	130,4	12,1	6004	
	III	156,2	13,6	1644	
	IV	189	17,1	659	
XII - Giugno 2001	I	111	8,5	4312	2,5 2
	II	135	10,7	7923	
	III	161,1	15,3	1856	
XIII - Settembre 2004	I	78,4	8,8	1281	4,93 2
	II	130	12,1	3398	
	III	164	21,9	1089	
XIV - Novembre 2004	I	83,7	7,1	2239	4,1 2
	II	123,4	12,3	5755	
	III	154,1	18,5	1705	
XV - Marzo 2005	I	93,8	7,3	3730	3 2
	II	127,8	14,8	9101	
	III	160,9	18,9	1602	
XVI - Maggio 2005	I	95,5	4,6	1789	2,8 2
	II	126,4	17,2	6913	
	III	167,9	24,1	1190	

**Tabella 3 – Principali parametri statistici delle componenti isolate nelle distribuzioni Lunghezza-Frequenza relative ai 16 survey. Gli indici sono standardizzati al Km<sup>2</sup>.**

In figura 6 le distribuzioni Lunghezza-Frequenza di figura 5 (campagne 2004-2005) sono state rielaborate considerando gli individui catturati con il cover. Confrontando le due figure si può osservare come, sebbene la struttura delle LFD non cambi sostanzialmente, la presenza del cover (20mm di apertura) risulti particolarmente importante durante il survey autunnale (Settembre 2004) (Fig. 6a), periodo di massimo

reclutamento, in quanto permette di catturare un notevole numero di individui di taglia piccola (al di sotto dei 100 mm), che costituiscono le reclute (gruppo 0), che non vengono campionati quantitativamente con l'utilizzo della sola rete commerciale (40mm di apertura). Dalla tabella 4 si può inoltre notare come la taglia media della prima componente della LFD sia di circa 2 mm inferiore a quella calcolata senza il cover (Tab. 3). Anche durante le stagioni successive comunque il cover permette di catturare un notevole numero di individui di taglia ridotta (Fig. 6b,c,d).



**Figura 6 – Distribuzioni Lunghezza-Frequenza della popolazione totale (maschi, femmine e indeterminati) con l'utilizzo del cover (maglia 20 mm) relative a: (a) Survey XIII – Settembre 2004; (b) Survey XIV – Novembre 2004; (c) Survey XV – Marzo 2005; (d) Survey XVI – Maggio 2005. Gli indici sono standardizzati al Km<sup>2</sup>.**

Survey	Componenti	LT media (mm)	Deviazione Standard	Popolazione	Indice di Separazione
XIII - Settembre 2004	I	76.2	8.8	4724	5.1 2
	II	130	12.5	3426	
	III	165.3	22.8	1623	
XIV - Novembre 2004	I	87.1	8.3	2669	3.4 2
	II	128.5	15.6	6852	
	III	161.4	17.2	1298	
XV - Marzo 2005	I	92.7	7.9	3714	3 2
	II	126.8	15	6671	
	III	160.1	19.1	1226	
XVI - Maggio 2005	I	94.9	4.2	2236	2.9 2 2 3.4
	II	125.6	16.6	6203	
	III	160.6	18.1	1262	
	IV	206.4	9.1	144	

**Tabella 4 – Principali parametri statistici delle componenti isolate nelle distribuzioni Lunghezza-Frequenza relative ai survey dal XIII al XVI con l'utilizzo del cover. Gli indici sono standardizzati al Km<sup>2</sup>.**

L'aumento dell'indice di abbondanza della 1° componente da 2669 individui per km<sup>2</sup> nel novembre 2004 a 3714 ind./km<sup>2</sup> nel marzo 2005 suggerisce la presenza di un nuovo evento di reclutamento avvenuto tra l'autunno e l'inverno (Tab.4).

Sebbene l'assenza di coprisacco nelle campagne della serie storica non consenta un confronto rigoroso, gli aumenti della consistenza numerica della prima componente successivi al reclutamento estivo supportano la presenza di più di un evento di reclutamento nella popolazione di triglia di Castellammare.

In sintesi, le informazioni disponibili sulla struttura di taglia, sia della serie storica (anni 1993-2001) (Fig. 2-4) che delle campagne realizzate nel 2004-2005 (Fig. 5), mostrano che il reclutamento di *M. barbatus* nel Golfo di Castellammare non sia limitato alla sola stagione autunnale, come noto da letteratura, ma presenti più eventi in un anno, con un picco principale in estate ed un altro tra l'autunno e l'inverno.

#### La distribuzione spaziale di reclute, adulti e femmine mature

Le figure 7-10 rappresentano le distribuzioni spaziali delle reclute e della popolazione adulta osservate nelle diverse stagioni eccetto quella primaverile, per la quale si è preferito rappresentare solo la frazione di femmine mature, più interessanti ai fini dello studio dei processi riproduttivi (Fig. 11 a,c,e). Il confronto delle zone di massima concentrazione delle due fasi vitali mostra un uso differenziato dello spazio da parte delle reclute rispetto alla componente adulta della popolazione.

Gli adulti presentano diverse aree di concentrazione localizzate principalmente lungo la batimetrica dei 50 m (Fig. 7-10 a,c,e). Il nucleo più importante e persistente nel tempo è individuabile nel versante occidentale del Golfo al largo della località di Castellammare del Golfo. Di contro è interessante notare la bassa densità di individui adulti riscontrata in generale nel versante orientale (a sud di Capo Rama), ad esclusione della campagna di Settembre 2004 (Fig. 10a), ,

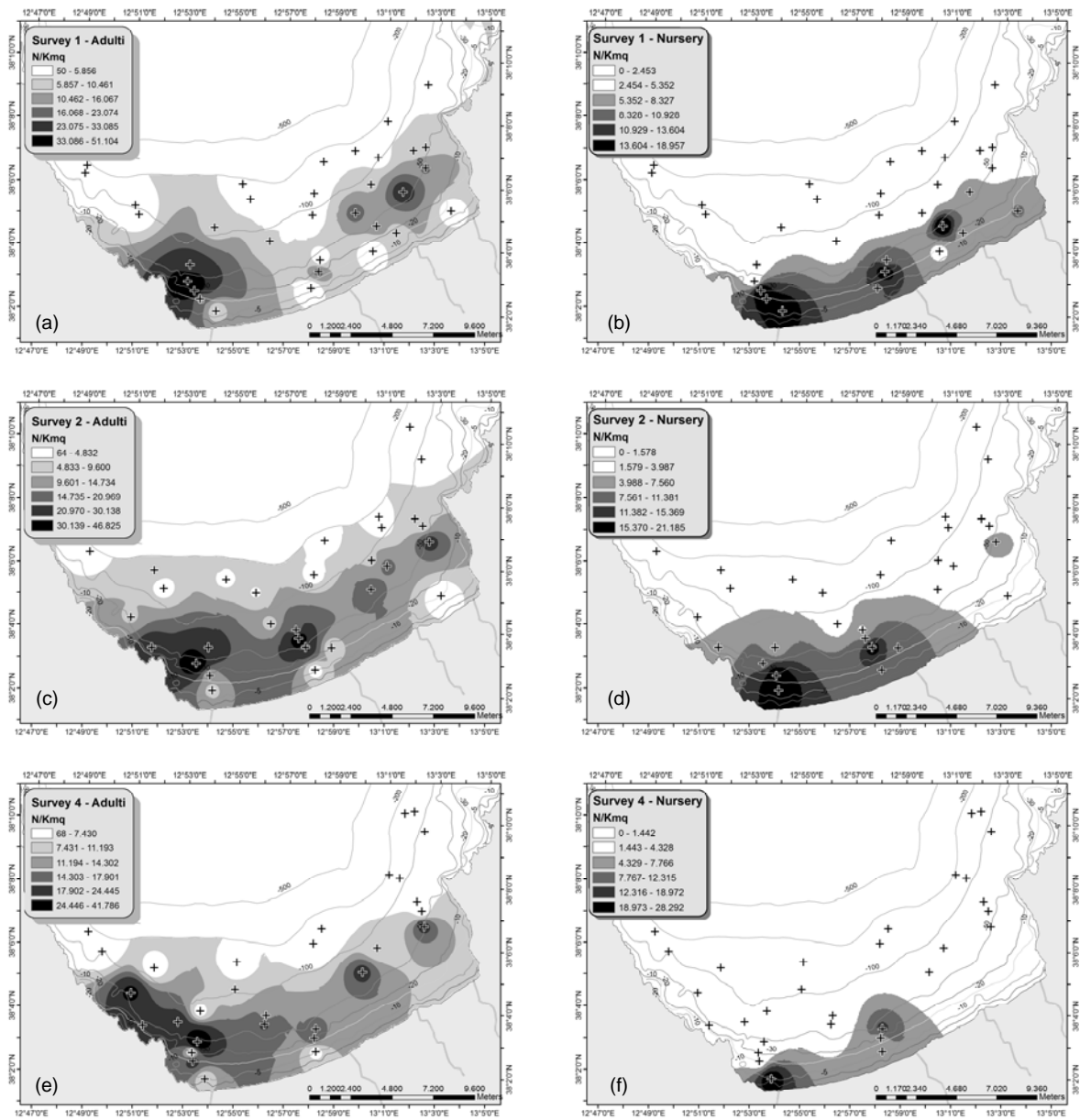
Le aree a maggiore concentrazione di reclute sono state osservate prevalentemente nella fascia batimetrica 10-50 m, ad eccezione di alcuni nuclei individuati occasionalmente a profondità maggiori (Fig. 8d, 9d, 9f). Inoltre, è interessante notare come queste aree siano in generale localizzate in corrispondenza delle foci dei fiumi.

Durante la stagione autunnale (Fig. 7f, 8b, 9b,10b), il pattern di distribuzione spaziale delle reclute risulta estremamente aggregato e delimitato e presenta un nucleo stabile in prossimità della località di Balestrate. Solo nel Settembre 1994 (Fig. 7f) e nel Settembre 2000 (Fig. 9b) sono presenti altre due aree di aggregazione rispettivamente in prossimità di Castellammare del Golfo e Capo Rama. Nelle altre stagioni (Fig. 7b,d, 8d,f, 9d,f, 10d,f) il pattern di distribuzione appare molto più diffuso e presenta una certa variabilità da una campagna all'altra.

Dall'analisi delle mappe di distribuzione delle reclute di settembre (Fig. 7f, 8b, 9b,10b) e delle femmine mature (Fig. 11 a,c,e,g) risulta evidente una netta separazione tra gli habitat preferenziali della specie in queste due fasi vitali.

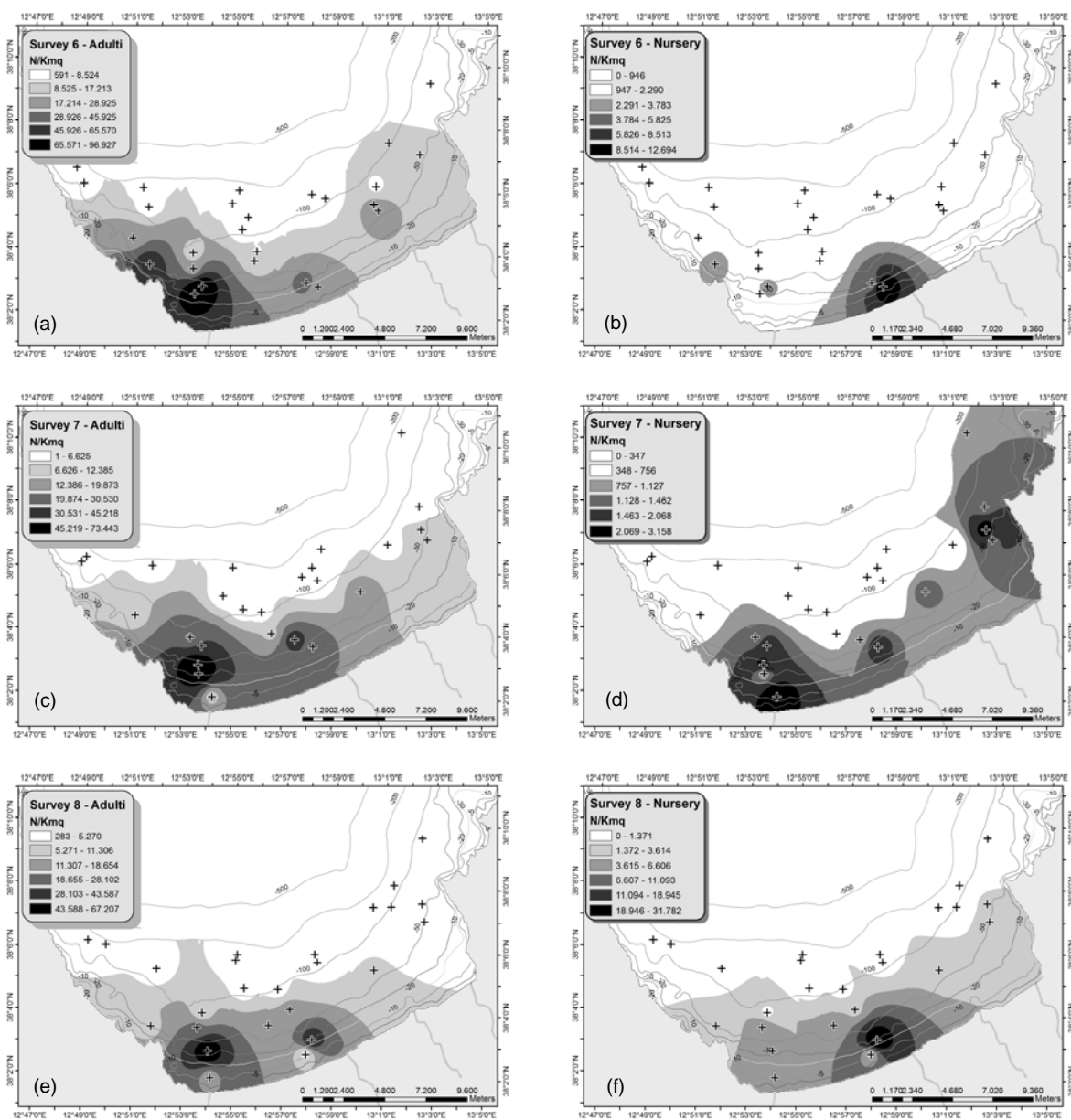
In primavera le femmine mature presentano un pattern piuttosto aggregato con un importante nucleo localizzato in corrispondenza di Castellammare del Golfo a profondità comprese tra 20 e 50 m ed alcuni nuclei più profondi. La taglia media degli individui in questa zona varia tra 120 e 150 mm, risultando in generale inferiore a quella osservata nel resto dell'area (Fig. 11 b,d,f,h).

E' interessante notare che la frazione di femmine che si riproduce nelle altre stagioni (Fig. 12) presenta un distribuzione spaziale differente da quella primaverile con nuclei di aggregazione profondi localizzati tra i 50 m di profondità ed il margine della platea continentale.

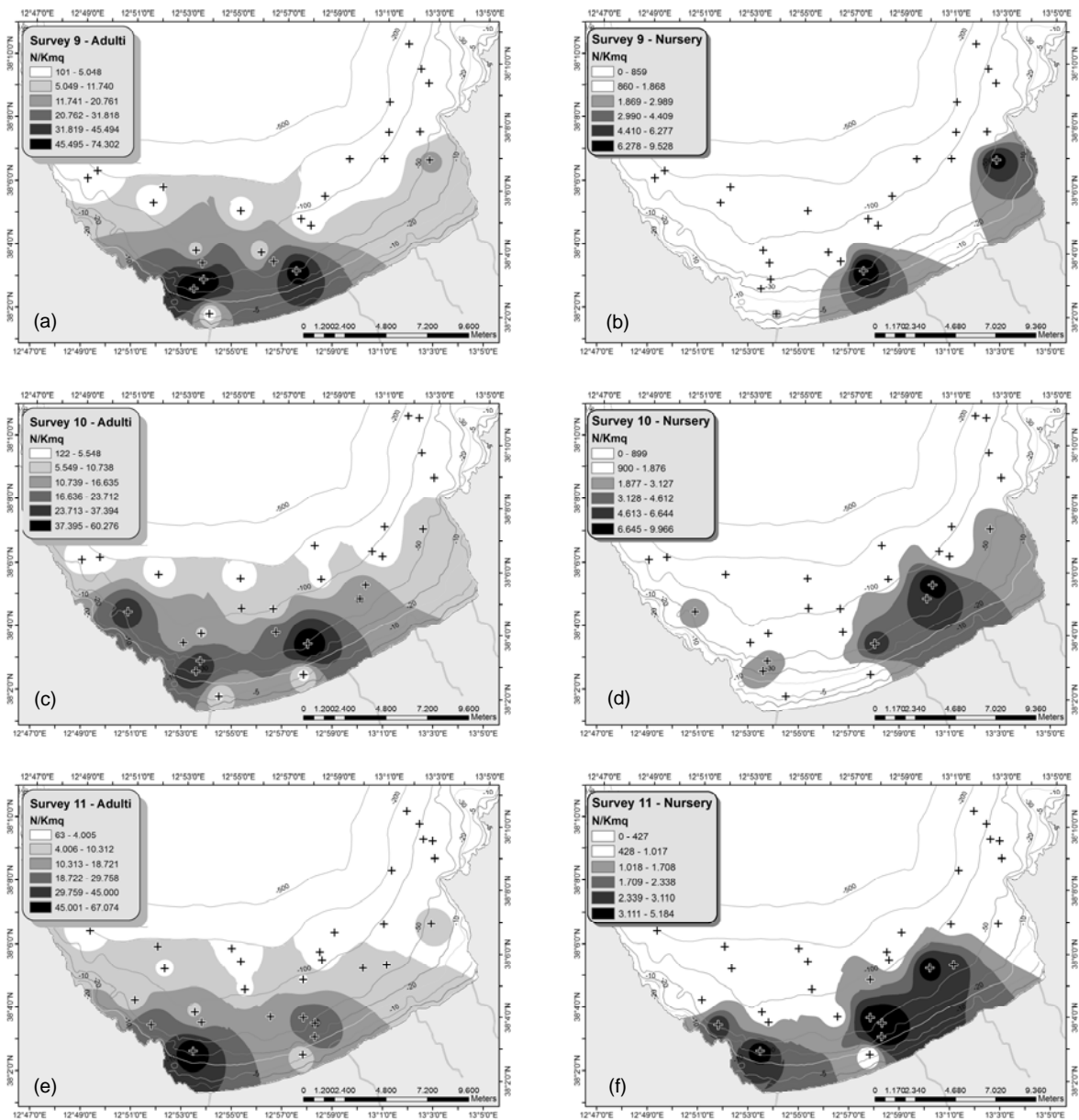


**Figura 7 – Mappe di distribuzione degli indici di densità (N/Km<sup>2</sup>) degli adulti e del gruppo 0 relative a : (a), (b) Survey I – Dicembre 1993; (c), (d) Survey II – Febbraio/Marzo 1994; (e), (f) Survey IV – Settembre 1994.**

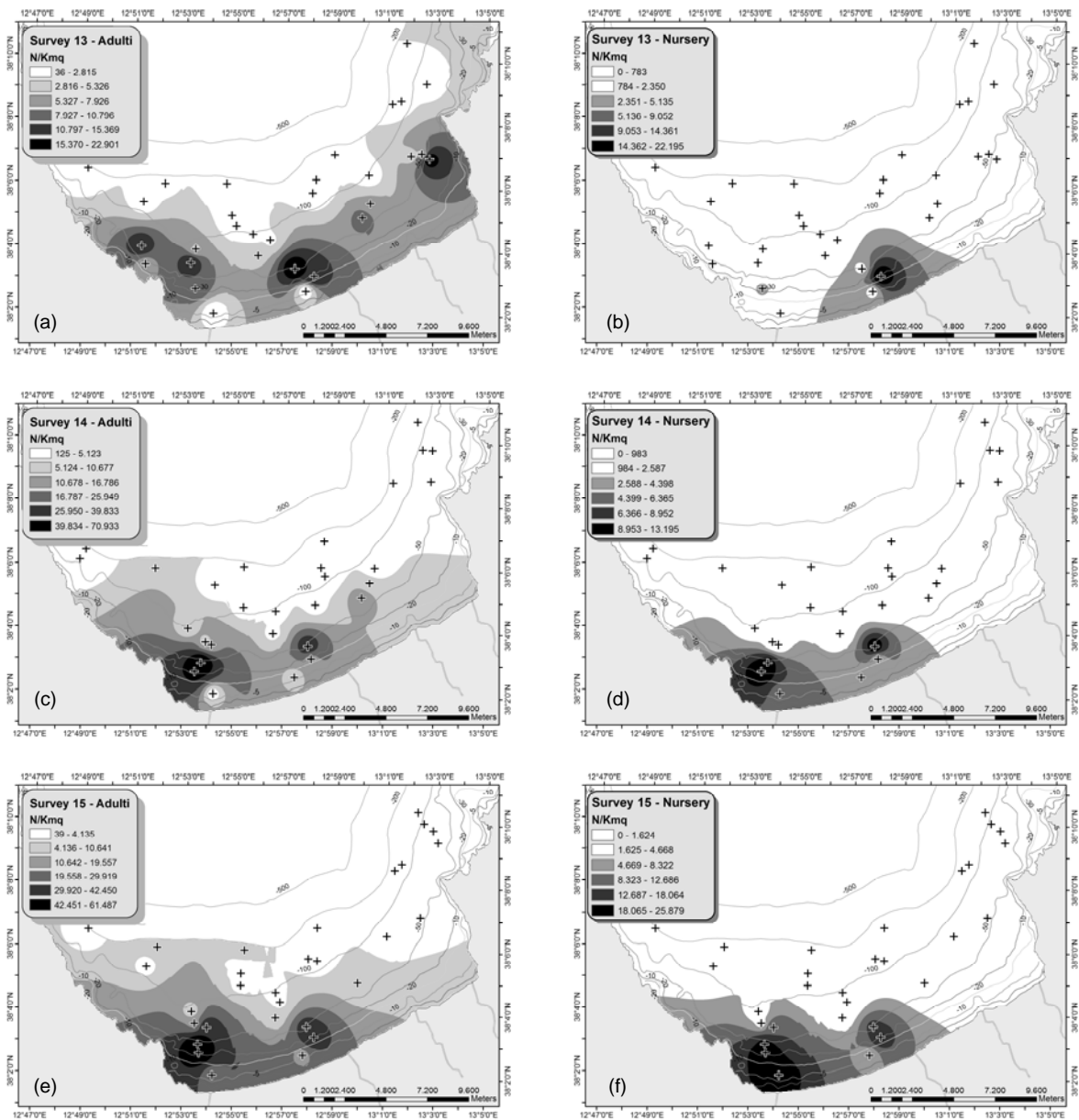




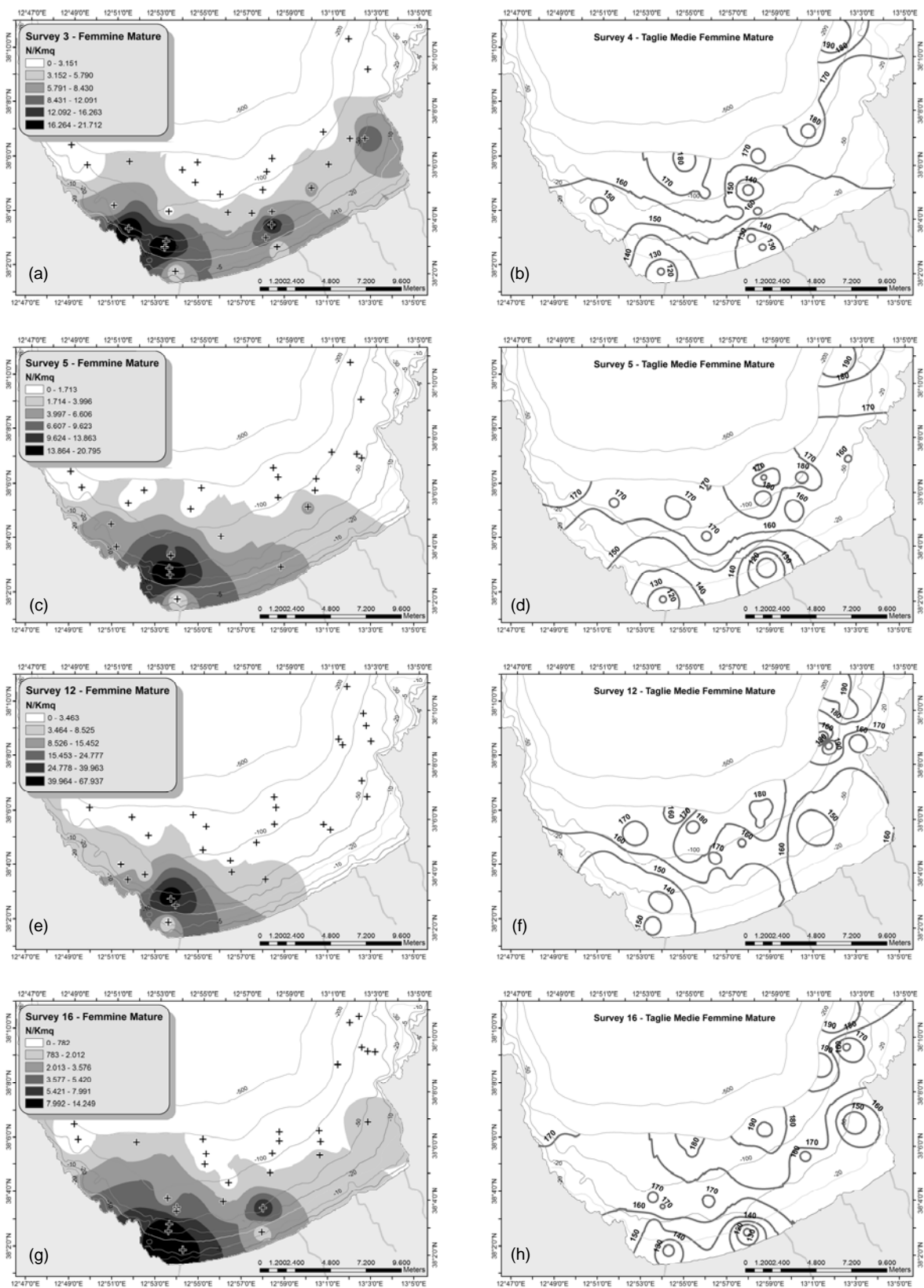
**Figura 8 - Mappe di distribuzione degli indici di densità ( $N/Km^2$ ) degli adulti e del gruppo 0 relative a : (a), (b) Survey VI – Agosto/Settembre 1998; (c), (d) Survey VII – Dicembre 1999; (e), (f) Survey VIII – Febbraio/Marzo 1999.**



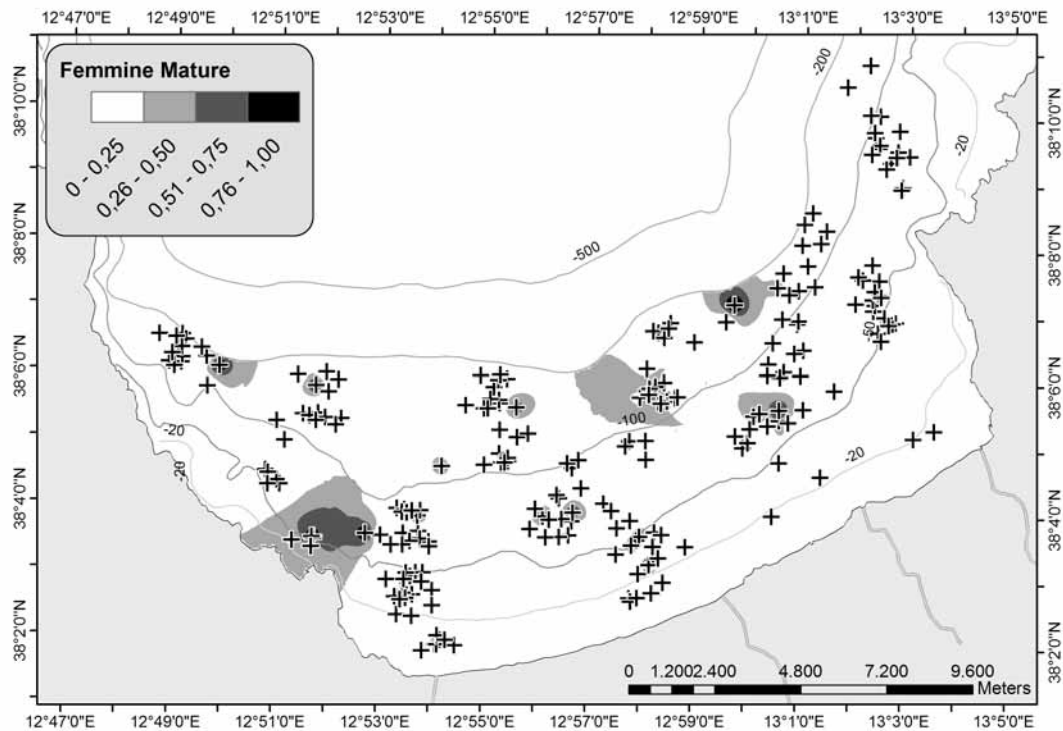
**Figura 9 - Mappe di distribuzione degli indici di densità ( $N/Km^2$ ) degli adulti e del gruppo 0 relative a : (a), (b) Survey IX – Settembre 2000; (c), (d) Survey X – Dicembre 2000; (e), (f) Survey XI – Marzo 2001.**



**Figura 10 - Mappe di distribuzione degli indici di densità ( $N/Km^2$ ) degli adulti e del gruppo 0 relative a : (a), (b) Survey XIII – Settembre 2004; (c), (d) Survey XIV – Novembre 2004; (e), (f) Survey XV – Marzo 2005.**



**Figura 11 – Mappe degli indici di densità ( $N/Km^2$ ) e della taglia media delle femmine mature (stadio 4) relative a: (a),(b) Survey III – Maggio/Giugno 1994; (c),(d) Survey V – Giugno 1998; (e),(f) Survey XII – Giugno 2001; (g),(h) Survey XVI – Maggio 2005.**

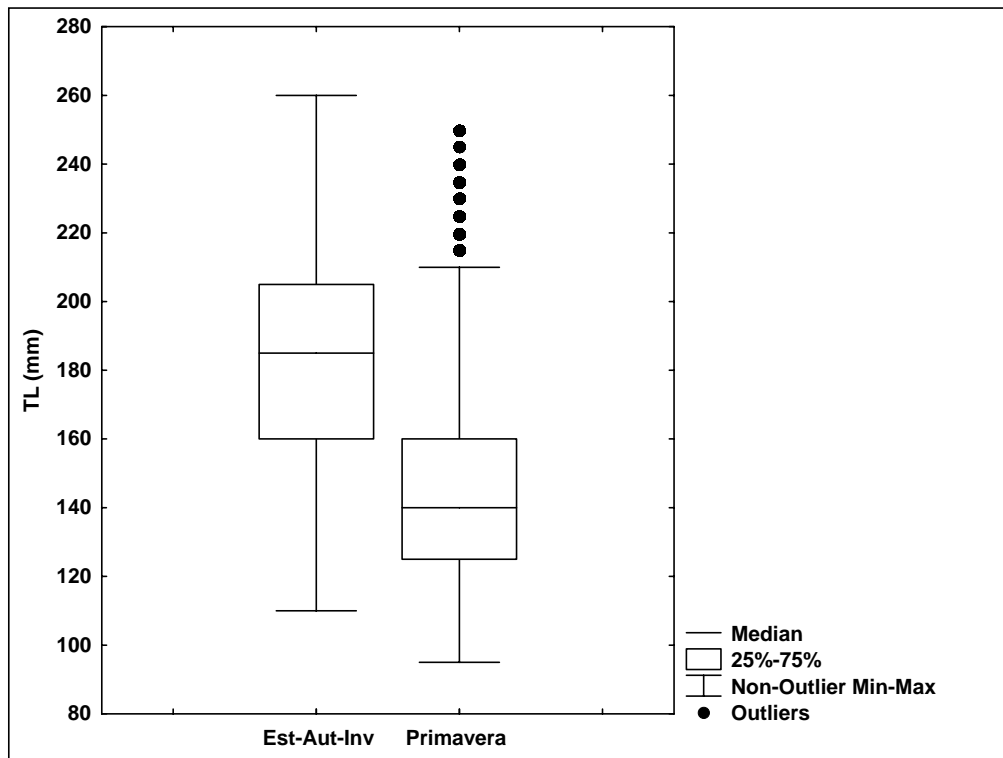


**Figura 12 –** Mappa di distribuzione degli indici di densità normalizzati delle femmine mature (stadio 4) per le stagioni diverse dalla primavera. I valori sono stati interpolati considerando tutte le campagne assieme, standardizzando gli indici al massimo di ogni singola campagna. Sono riportate tutte le cale effettuate.

#### La struttura dello stock parentale

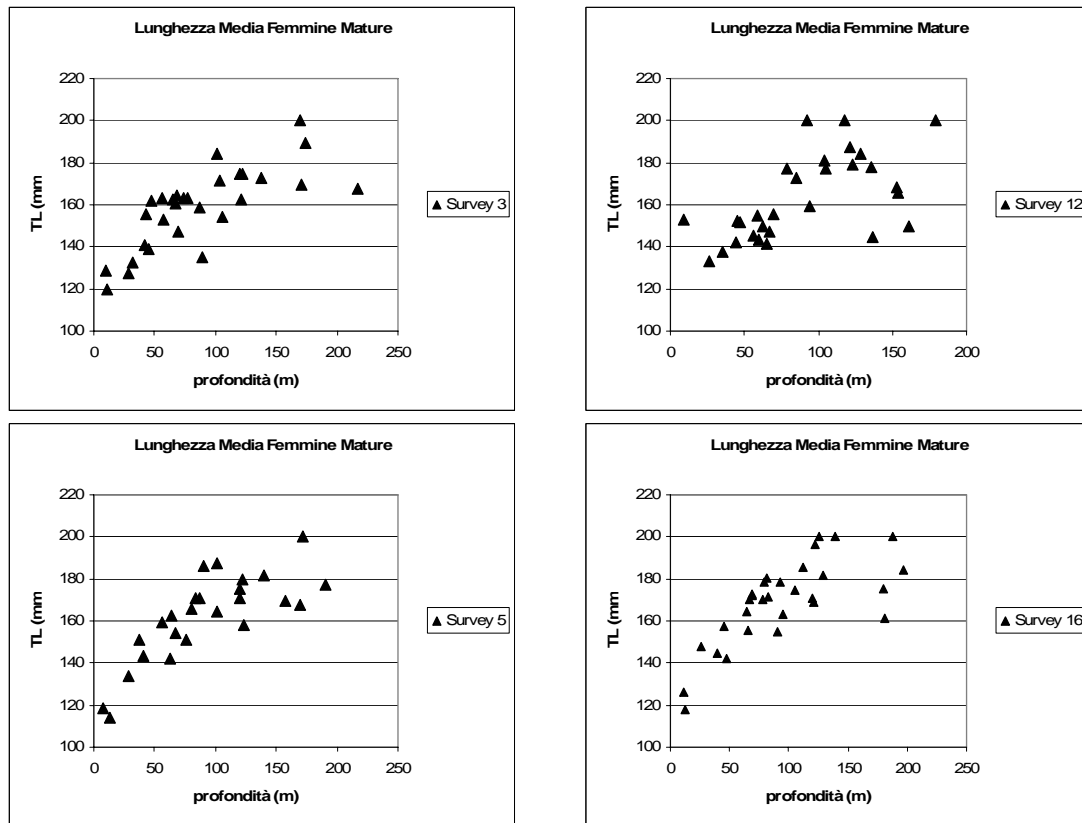
Il confronto delle strutture di taglia delle femmine che presentano stadio di maturità 4 in primavera e nelle altre stagioni evidenzia che la mediana della lunghezza totale durante la stagione riproduttiva (140 mm) è inferiore a quella riscontrata in altri periodi dell'anno (circa 180 mm) (Fig. 13). Tale differenza risulta significativa confrontando i due set di dati con il test non parametrico U di Mann-Whitney per grandi campioni ( $Z= 155,4$ ;  $p<0,05$ ).

Tenendo conto dell'intero set di dati (1993-2005) la consistenza della frazione matura è di 447307 individui catturati in 113 cale nella stagione riproduttiva mentre soltanto 19569 individui sono stati trovati nelle 337 cale effettuate nelle altre stagioni. A livello di popolazione circa il 96 % delle femmine matura in primavera mentre circa il 4% nelle rimanenti stagioni.



**Figura 13 - Box plot della struttura di taglia delle femmine mature (stadio 4) in primavera e al di fuori della primavera**

L'analisi delle preferenze batimetriche dei riproduttori in funzione della taglia (Fig. 14) evidenzia chiaramente un aumento della lunghezza media all'aumentare della profondità. Inoltre, tenendo conto della figura 13 è evidente che circa il 50% dello stock parentale (taglia media compresa tra 120 e 160 mm) si distribuisce entro la batimetrica dei 100 m. Questi risultati confermano quanto già evidenziato dalle mappe di distribuzione spaziale della taglia media e degli indici di abbondanza delle femmine mature e, cioè, che le femmine di maggiore taglia preferiscono vivere a maggiori profondità.



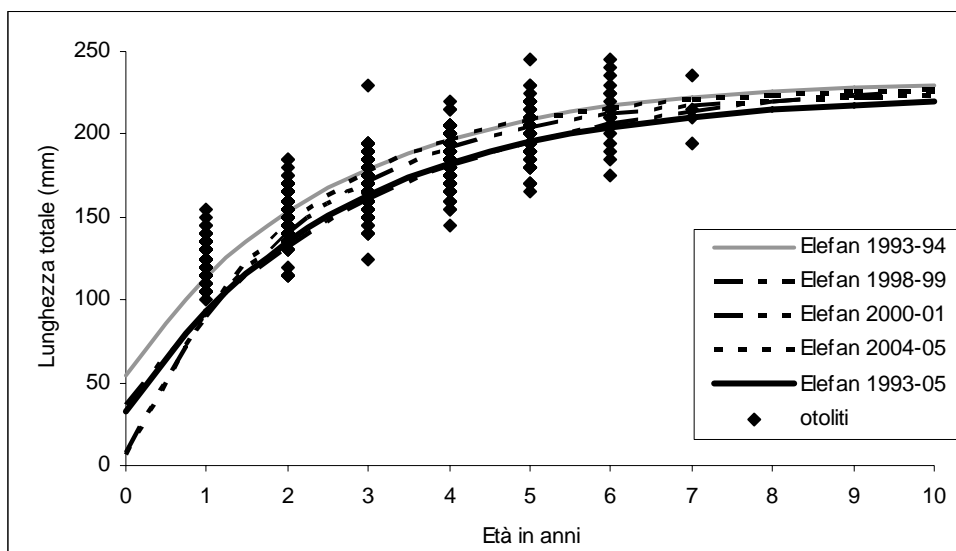
**Figura 14 – Taglia media per cala ( $N/Km^2$ ) delle femmine mature (stadio 4) in funzione della profondità in primavera**

L'accrescimento delle femmine è illustrato in figura 15, sia in termini di età stimate dalla lettura di 699 otoliti raccolti nel corso della campagna 2004-2005 che in termini di analisi di LFD impiegando anche i dati storici delle diverse campagne.

Se si considerano i dati della campagna 2004-2005, esiste un buon accordo tra le modalità di crescita ricavate dagli otoliti e quella dell'analisi delle lunghezze a partire dall'età 2 anni.

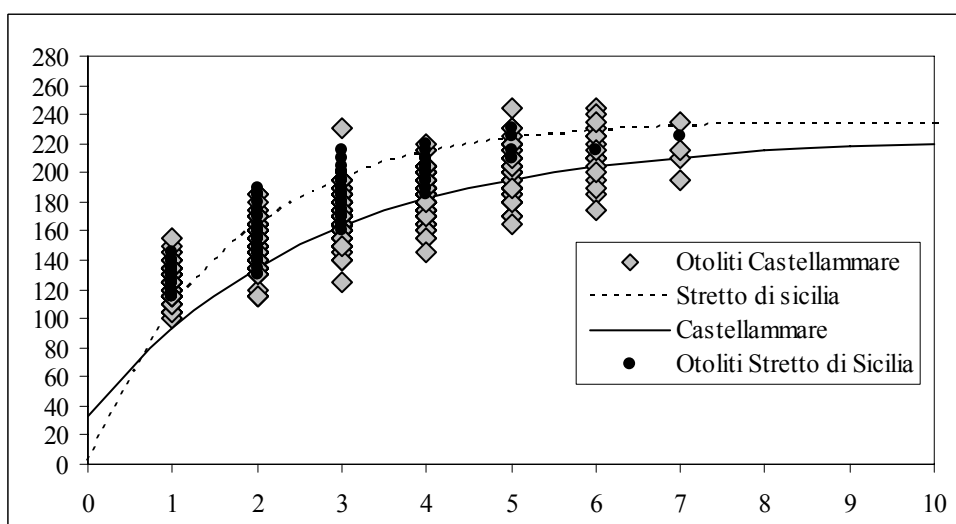
Sono invece evidenti alcune differenze tra le curve di crescita stimate con ELEFAN utilizzando i set di dati provenienti dalle diverse campagne (1993-94; 1989-99; 2000-01 e 2004-2005).

Considerati gli obiettivi del lavoro, si è ritenuto utile stimare, comunque, una curva di crescita rappresentativa dell'intero set di dati (1993-2005) per convertire le LFD dell'intera serie storica nelle corrispondenti strutture demografiche (Fig.16).



**Figura 15 - Accrescimento delle femmine di *M. barbatus* del Golfo di Castellammare. Sono confrontate le curve di crescita ottenute con l'analisi delle distribuzioni lunghezza frequenza (Elefan) e le stime di età ricavate dalla lettura delle tracce sugli otoliti.**

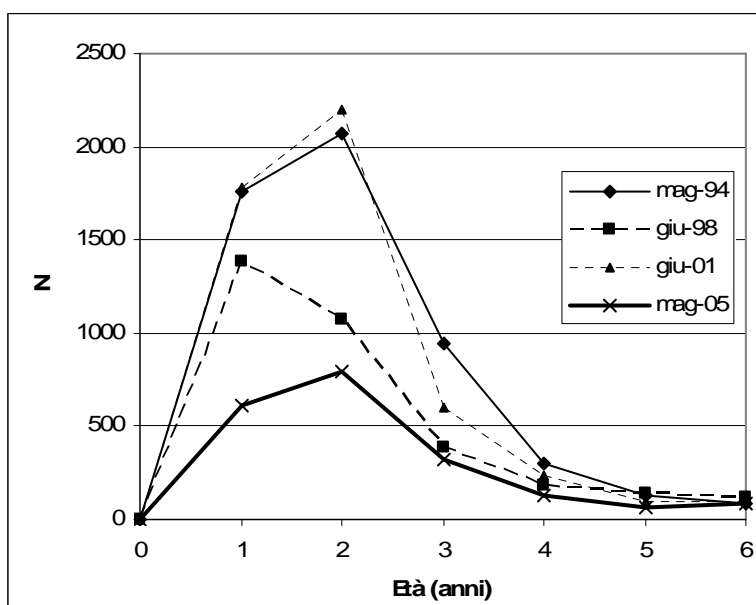
Il confronto dell'accrescimento delle femmine del Golfo di Castellammare con quello registrato nello Stretto di Sicilia (dati non pubblicati) mostra che la popolazione del golfo presenta lunghezze inferiori a parità di età sia in termini di letture di otoliti che di curve di crescita ottenute con l'analisi delle LFD (Fig.16).



**Figura 16 – Confronto dell'accrescimento delle femmine di *M. barbatus* del Golfo di Castellammare con quello delle femmine dello Stretto di Sicilia.**



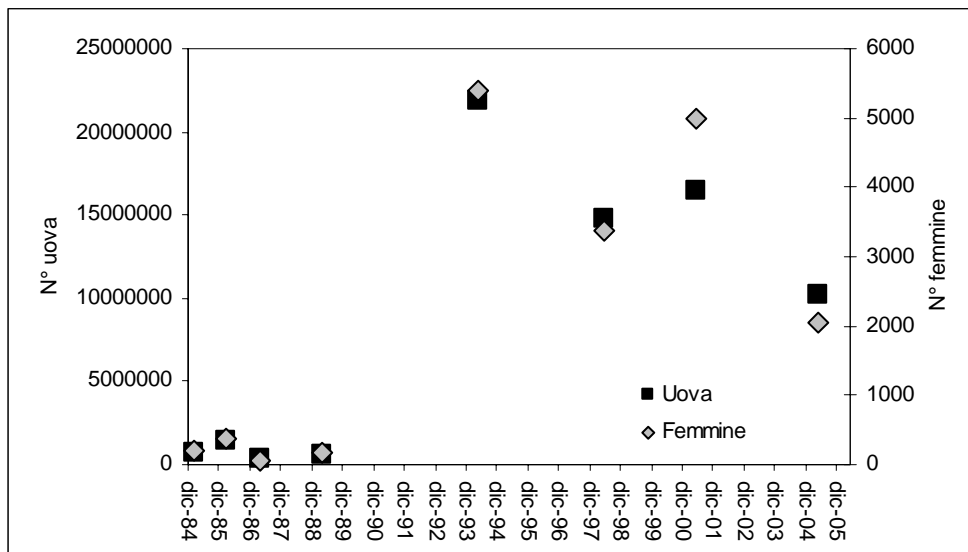
L'evoluzione nel tempo della struttura demografica delle femmine mature nel Golfo di Castellammare dal 1994 al 2005 mostra una riduzione delle abbondanze di tutti i gruppi di età, sebbene il gruppo di età 2 rimanga preponderante nell'intero periodo esaminato (Fig.17).



**Figura 17 – Indici di abbondanza ( $N/km^2$ ) delle femmine mature (stadio 4) nel Golfo di Castellammare.**

Se si analizzano gli andamenti nel tempo gli indici delle abbondanze dello stock parentale e del corrispondente potenziale riproduttivo (PR) che tale stock è in grado di esprimere, includendo anche le informazioni relative al periodo precedente alla sospensione dello strascico nel golfo (Fig.18) risulta evidente che:

- in seguito al trawling ban, la produzione di uova è aumentata di più di un ordine di grandezza);
- se si considerano il periodo in cui la pesca a strascico è proibita (dopo il 1990) si registra negli anni recenti un peggioramento del potenziale riproduttivo della popolazione.



**Figura 18 - Indici di potenziale riproduttivo (PR), in milioni di uova emesse, ed abbondanza di femmine mature della triglia di fango nel Golfo di Castellammare. I valori degli indici si riferiscono ad 1 km<sup>2</sup>.**

### Discussione e conclusioni

L'insieme dei risultati ottenuti nel corso della presente indagine hanno consentito di evidenziare le principali caratteristiche biologiche della popolazione di triglia di fango del Golfo di Castellammare, sia in termini di abbondanze, distribuzione spaziale e ciclo vitale, che la differenziano da quanto è normalmente riscontrabile in stock sottoposti all'impatto della pesca a strascico.

Le abbondanze della specie risultano superiori a quanto registrato nelle acque mediterranee sia in termini di densità numerica che di biomassa (Tserpes et al., 2002).

La distribuzione spaziale delle fasi vitali critiche evidenzia una complessità superiore a quanto noto per le altre aree italiane.

Le nurseries sono localizzate tra i 10 ed i 50 m di profondità in prossimità delle foci dei principali corsi d'acqua che sfociano nel Golfo di Castellammare. E' già stato osservato che le giovani triglie prediligono aree adiacenti alle foci dei fiumi, in quanto trovano maggiore disponibilità di nutrimento, più facilità di nascondersi grazie alla elevata torbidità, e un substrato adatto per insediarsi (Voliani, 1999).

I riproduttori invece si concentrano sia in prossimità dei 50 metri durante la principale stagione di riproduzione, che su livelli più profondi nelle stagioni in cui si riproducono frazioni più contenute ma rilevanti dello stock parentale.

L'analisi delle lunghezze medie in funzione della batimetria ha evidenziato che gli individui di taglia maggiore preferiscono vivere a maggiori profondità, in accordo con quanto noto dalla letteratura (Voliani, 1999).

Lo studio dettagliato delle caratteristiche biologiche delle femmine mature a partire dal 1993 ha evidenziato che mentre le femmine che si riproducono in primavera, oltre il 95% degli individui maturi esaminati nel corso dell'indagine, presentano mediamente una taglia pari a circa 14 cm di LT, quelle che si riproducono al di fuori della stagione canonica (estate, autunno ed inverno) mostrano mediamente una taglia intorno a 18 cm di LT.

Sebbene in letteratura siano presenti solo poche evidenze di riproduzione della specie al di fuori della stagione primaverile (Orsi Relini e Arnaldi, 1986; Gharbi e Ktari, 1973), si ritiene che le grandi femmine che si riproducono nelle altre stagioni (19569 individui catturati in 337 cale), possano contribuire al mantenimento delle elevate biomasse della popolazione, fornendo reclutamenti supplementari a quello che avviene nella tarda estate nella maggior parte delle popolazioni italiane (Voliani, 1999).

Le informazioni sull'evoluzione nel corso dell'anno della struttura di lunghezza dell'intera serie storica a partire dal 1993 mostrano l'esistenza di distribuzioni lunghezza-frequenza bimodali in tutte le stagioni. Questa condizione è molto differente da quanto si riscontra sia nella vasta letteratura sulla specie in mediterraneo (Levi *et al.*, 1993; Tursi *et al.*, 1994; Demestre *et al.*, 1997; Voliani, 1999; Tserpes *et al.*, 2002) che nelle caratteristiche della struttura di taglia delle triglie nel periodo precedente alla proibizione della pesca a strascico nel Golfo di Castellammare (1985-1989) riportato in Fiorentino *et al.* (submitted).

In seguito al divieto infatti la prima componente di queste distribuzioni, che compare alla fine dell'estate ed è interpretabile come le reclute del gruppo 0 (nel primo anno di vita), è ancora distinguibile nella primavera successiva. Inoltre la consistenza di questa componente non presenta il classico decremento numerico nel corso del tempo, ascrivibile ad un reclutamento discreto e successiva mortalità, ma mostra piuttosto un

aumento degli indici di abbondanza tra l'autunno e l'inverno, spiegabile con l'arrivo di nuove reclute che vanno ad aggiungersi agli individui reclutati alla fine dell'estate.

L'anomalia nelle strutture di lunghezza è anche in parte spiegata dalla riduzione del tasso di crescita delle triglie di Castellammare rispetto a quello dello stock dello Stretto di Sicilia.

La riduzione dell'accrescimento individuale delle triglie del Golfo di Castellammare, spiegabile in termini di effetto densità-dipendenza, è ulteriormente evidente se si confronta la popolazione dell'area con quanto noto in Mar Ligure (Fiorentino et al., 1998 e Voliani et al., 1998).

Tuttavia, nel mantenimento dell'elevata abbondanza dello stock di triglia di fango dell'area, gli effetti negativi della riduzione dell'accrescimento individuale sono ampiamente compensati dall'aumento considerevole del potenziale riproduttivo che garantisce un elevato reclutamento di giovanili alla popolazione. Gli indici di reclutamento registrati nel corso della campagna 2004-2005 risultano il doppio di quelli degli anni precedenti l'arresto dello strascico, nell'ipotesi di un solo reclutamento all'anno, ed il triplo considerando l'esistenza di un reclutamento supplementare tra l'autunno e l'inverno (Fiorentino et al., *submitted*).

Il confronto dell'abbondanza delle femmine mature in primavera e del corrispondente numero di uova prodotte mostra chiaramente un aumento di più di un ordine di grandezza dello stock parentale e della produzione di uova nel Golfo di Castellammare. Queste valutazioni debbono peraltro essere considerate stime per difetto in quanto non considerano l'apporto supplementare dell'emissione di uova delle femmine che si riproducono nelle altre stagioni.

La letteratura recente ha mostrato come uno stock parentale che si articola in molte classi di età possa estendere gli eventi riproduttivi, sia come finestra temporale che come scala spaziale, aumentando le possibilità che un numero elevato di nuovi nati incontri condizioni ambientali favorevoli alla sopravvivenza (Secor, 2000; Berkeley et al., 2004). Secondo Murawski et al. (2001) le femmine più vecchie che si sono riprodotte più volte nel corso della vita hanno maggior successo nella riproduzione. Le giovani femmine alla prima riproduzione, infatti, si riproducono per un periodo più breve, producono meno uova per evento riproduttivo, mostrano un numero inferiore di emissioni di uova per stagione riproduttiva ed emettono uova più piccole e con minori

tassi di fertilizzazione e schiusa delle femmine più anziane (Solemdal et al., 1995; Trippel, 1998). Numerosi studi di laboratorio hanno infine dimostrato che le larve che originano dalle uova di femmine più vecchie sono più grandi, crescono più rapidamente e mostrano sopravvivenze maggiori delle larve originate dalle femmine più giovani (Marteinsdottir and Steinarsson, 1998; Vallin and Nissling, 2000; Berkeley et al., 2004b).

Queste caratteristiche possono consentire alle larve ed alle fasi pelagiche che precedono il reclutamento all'habitat bentonico di permanere più a lungo nella colonna d'acqua in attesa del momento migliore per raggiungere i fondi delle nurseries.

I risultati ottenuti e le informazioni disponibili in letteratura fanno ritenere che la presenza di molte classi di età nel stock parentale (più di sette diversi gruppi di età) della triglia di fango del Golfo di Castellammare, determinatasi in seguito alla cessazione delle attività di pesca a strascico, sia alla base dell'estensione temporale e dell'aumento di intensità del reclutamento della specie.

In conclusione, l'aumento rimarchevole dell'abbondanza della popolazione esaminata, registrata da Pipitone et al. (2000), può essere spiegata come effetto sinergico della combinazione di diversi processi che includono la diminuzione della mortalità da pesca sulla frazione giovanile, l'aumento dell'abbondanza dello stock parentale, l'allargamento della composizione in classi di età dei riproduttori, l'ampliamento spaziale e temporale della presenza delle femmine mature e l'aumento in intensità ed estensione temporale del reclutamento.

## **Bibliografia**

- Arena, P., and Bombace, G. (1970) Bionomie benthique et faune ichthyologique des fonds de l'étage circalittoral et bathyal des golfes de Castellammare (Sicile N-O) et de Patti (Sicile N-E). Journées Ichthyologique CIESM, Rome: 145-156.
- Bhattacharya, C. G. (1967) A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, 23: 115-135.
- Berkeley, S. A., Hixon, M. A., Larson, R.J., and Love, M.S. (2004a) Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. *Fisheries*, 29: 23-32.
- Berkeley, S. A., Chapman, C., and Sogard, S.M. (2004b) Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. *Ecology*, 85: 1258-1264.
- Birkeland, C., and Dayton, P. K. (2005) The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology & Evolution*, 20 (7): 356-358.
- Caddy, J. F, and Seijo, C. (2002) Reproductive contributions foregone with harvesting: a conceptual framework. *Fisheries Research*, 59: 17-30.
- Demestre, M., Sbrana, M., Alvarez, F., and Sanchez, P. (1997) Analysis of interaction of fishing gear in *Mullus barbatus* fisheries of the Western Mediterranean. *Journal of Applied Ichthyology*, 12(1): 49-56.
- Fiorentino, F., Zamboni, M., Rossi, M., and Relini, G. (1998) The growth of Red Mullet (*Mullus barbatus*, L. 1758) during the first years of life in the Ligurian Sea (Mediterranean). *Cahiers Options Méditerranée*, 35: 65-78.
- Fiorentino F., Badalamenti F., D'Anna G., Garofalo G., Gianguzza P., Gristina M., Pipitone C., Rizzo P. and Fortibuoni T.. Effects of a trawling ban on the spawning stock structure and recruitment pattern of red mullet, *Mullus barbatus* (L. 1758), in the Gulf of Castellammare (north-western Sicily, Mediterranean Sea). *ICES Journal of Marine Science*, submitted.
- Fromentin, J. (2006) Size limits regulation for tuna: should we also consider the protection of large fish? *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 59 (2): 590-596.

- Gayanilo, F.C., J.R., Sparre, P., and Pauly, D. (1996) FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FISAT) User's Manual. FAO - Computerized Information Series – Fisheries: 126 pp.
- Gell, F. R., and Roberts, C. M. (2002) The Fishery Effects of Marine Reserves and Fishery Closures. WWF-US, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA. 90 pp.
- Guénette, S., Lauck, T., and Clark, C. (1998) Marine reserves: from Beverton and Holt to the present. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 8: 251–272.
- Guénette, S., and Pitcher, T. J. (1999) An age-structured model showing the benefits of marine reserves against overexploitation. *Fisheries Research*, 39: 295–303.
- Jaworski, A., Solmundsson, J., and Ragnarsson, S. A. (2006) The effects of area closures on the demersal fish community off the east coast of Iceland. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 897-911.
- Jones, P. S. (2002) Marine protected area strategies: issues, divergences and the search for middle ground. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11: 197-216.
- Kirkwood, G.P., Auckland R., Zara S.J., (2001). Length Frequency Distribution Analysis (LFDA), version 5.0. MRAG ltd, London, UK
- Lauck, T., Clark, C. W., Mangel, M., and Munro, G. R. (1998) Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications*, 8 (Suppl. 1), S72-S78.
- Levi, D., Andreoli M. G., and Giusto, G. B. (1993) An analysis based on trawl-survey data of the state of the “Italian” stock of *Mullus barbatus* in the Sicilian Channel, including management advices. *Fisheries Research*, 17: 333-341.
- Longhurst, A. (2002) Murphy’s law revisited: longevity as a factor in recruitment to fish population. *Fisheries Research*, 56: 125-131.
- Marteinsdottir, G., and Steinarsson, A. (1998) Maternal influence on the size and viability of Iceland cod *Gadus morhua* eggs and larvae. *Journal of Fish Biology*, 52: 1241-1258.
- Menini, S., Pirone, A., Fagiani, O., Volani, A., and Baino, R. (2001) Observations on gonadic maturity and fecundity in *Mullus barbatus*. *Biologia Marina Mediterranea*, 8: 736-740.

- Murawski, S. A., Rago, P. J., and Trippel, E. A. (2001) Impacts of demographic variation in spawning characteristics as reference points for fishery management. *ICES Journal of Marine Science*, 58: 1002-1014.
- Orsi Relini L., Arnaldi D. (1986). Note di biologia della triglia di fango, *M. barbatus* L. 1758, del mar Ligure; riproduzione e reclutamento.
- Orsi Relini L., A. Zamboni, F. Fiorentino, D. Massi, (1998) Reproductive patterns in Norway lobster (*Nephrops norvegicus*, Crustacea Decapoda, Nephropidae) of different Mediterranean areas. *Sci. Mar.*, 62 (Suppl.1): 25-41.
- Pipitone, C., Badalamenti, F., D'Anna, G., and Patti, B. (2000) Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fisheries Research*, 48: 23-30.
- Relini G., A. Zamboni, D. Massi, F. Fiorentino, (1996) Un esempio di incremento della produzione ittica in seguito ad una maggiore protezione della fascia costiera nella Liguria Orientale. *Biol. Mar. Medit.* 3 (1): 222 - 229.
- Rochet, M. J. (2000) May life history traits be used as indices of population viability? *Journal of Sea Research*, 44: 145-157.
- Rizzo P., S. Gancitano, C. Badalucco, F. Fiorentino (in stampa). Age estimation from "hard structures" of exploited marine organisms: experiences gathered, procedures adopted and maximum ages estimated in the CNR Centre of Mazara del Vallo. GCP/RER/010/ITA/MSM-TD-09. MedSudMed Technical Documents
- Secor, D. H. (2000) Spawning in the nick of time? Effect of adult demographics on spawning behaviour and recruitment in Chesapeake Bay striped bass. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 403-411.
- Secor D. H., J. M. Dean and E . H. Laban. (1991) - Manual for otolith removal and preparation for microstructural examination. Electric Power Research Institute and the Belle W. Baruch Inst. for Marine Biology and Coastal Research: 84pp.
- Solemdal, P., Kjesbu, O. S., and Fonn, M. (1995) Egg mortality in cod of different age – an experimental study. *ICES Document CM 1995/G:35*.
- Sumaila, U. R., Guénette, S., Alder, J., and Chuenpagdee, R. (2000) Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 752–760.



- Trippel, E. A. (1995) Age at maturity as a stress indicator in fisheries. *BioScience*, 45: 759–771.
- Trippel, E. A., Kjesbu, O. S., and Solemdal, P. (1997) Effects of adult age and size structure on reproductive output in marine fishes. In *Early Life History and Recruitment in Fish Populations*, pp. 31-62. Ed. by R. C. Chambers, E. A. Trippel, and Chapman & Hall, New York. 596 pp.
- Tserpes, G., Fiorentino, F., Levi, D., Cau, A., Murenu, M., Zamboni, A., and Papaconstantinou, C. (2002) Distribution of *Mullus barbatus* and *M. surmuletus* (Osteichthyes: Perciformes) in the Mediterranean continental shelf: implications for management. *Scientia Marina*, 66 (suppl. 2): 39-54.
- Tursi, A., Matarrese, A., D'Onghia, G., and Sion, L. (1994) Population biology of red mullet (*Mullus barbatus* L. 1758) from the Ionian Sea. *Marine Life*, 4(2): 33-43.
- Vallin, L., and Nissling, A. (2000) Maternal effects on eggs size and egg buoyancy of Baltic Cod, *Gadus morhua*, implications for stock structure effects on recruitment. *Fisheries Research*, 49: 21-37.
- Voliani, A., Abella, A., and Auteri, R. (1998) Some considerations on the growth performance of *Mullus barbatus*. *Cahiers Options Méditerranée*, 35: 93-106.
- Voliani, A. (1999) *Mullus barbatus*. In *Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in Central Mediterranean (Italy and Corsica)*, pp. 276-289. Ed. by G. Relini, J. Bertrand, A. Zamboni, and *Biologia Marina Mediterranea*, Genova. 868 pp.

## 11 - BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DELLA TRIGLIA DI FANGO, *MULLUS BARBATUS*

Lo studio istologico condotto sugli esemplari di triglia di fango *Mullus barbatus* pescati nel golfo di Castellammare si poneva i seguenti obiettivi:

1. seguire l'andamento della **maturazione sessuale** della popolazione;
2. definire il **modello di sviluppo ovarico**, secondo Marza (1938) e Wallace & Selman (1981): *synchronous*, *group-synchronous* o *asynchronous*, e la **strategia riproduttiva** della specie (*single* o *multiple spawner*);
3. valutare la **fecondità** della popolazione

Per il conseguimento dell'**obiettivo 1.** si è proceduto preliminarmente alla descrizione microscopica delle fasi di sviluppo ovocitario e successivamente alla classificazione dello stadio di maturità delle femmine in base alla classe più avanzata di ovociti presenti nell'ovaio, verificando la rispondenza dei dati istologici con la classificazione macroscopica effettuata all'atto del campionamento. Analogamente, in base allo stadio spermatogenetico più avanzato identificato nei preparati istologici di testicolo, sono stati classificati gli esemplari di sesso maschile.

Per il conseguimento dell'**obiettivo 2.** è stata studiata la distribuzione in classi di frequenza dei diametri ovocitari in preparati istologici di ovari maturi. In base ai risultati ottenuti, e cioè una volta definito il modello di sviluppo ovarico, è stata scelta la metodologia più appropriata per la stima della fecondità, vale a dire il metodo gravimetrico degli ovociti idratati.

Per il conseguimento dell'**obiettivo 3.** è stato calcolato il numero di ovociti idratati destinati alla deposizione, presenti nelle gonadi di ciascun esemplare (fecondità per lotto o *batch fecundity*, *BF*) e questo è stato messo in relazione sia con la taglia che col peso del pesce (fecondità relativa).

### MATURAZIONE SESSUALE

#### MATERIALI E METODI

Per l'esame istologico delle gonadi i campioni di ovaio ( $n = 39$ ) e testicolo ( $n = 27$ ) fissati in Bouin e conservati in alcool a 70° sono stati disidratati in alcool crescenti, chiarificati in xilolo e inclusi in paraffina. I campioni di ovaio maturo ( $n = 8$ ) sono stati

inclusi anche in resina idrossietilmetacrilica (Technovit 7100, Heraeus Kulzer GmbH & Co). Dai blocchetti sono state ricavate sezioni di 5 µm che sono state colorate con Ematossilina/Eosina (H/E) e osservate al microscopio ottico. Le misurazioni sono state eseguite mediante *software* di analisi dell'immagine Leica IM1000, considerando solo gli ovociti sezionati attraverso il nucleo. Negli ovociti che avevano mantenuto nel preparato una forma rotonda veniva effettuata un'unica misurazione del diametro, mentre in quelli di forma irregolare veniva calcolata la media tra il diametro massimo e il diametro minimo. Gli ovociti idratati, infine, che nei preparati istologici risultano notevolmente deformati e con una circonferenza molto convoluta, sono stati misurati in campioni fissati in formalina e non ulteriormente processati, dove apparivano perfettamente sferici.

La classificazione degli stadi ovogenetici fa riferimento a quella di Wallace & Selman (1981), con opportune modifiche specifiche per *M.barbatus*. La classificazione dello stadio maturativo è stata effettuata in base allo stadio gametogenetico più avanzato presente nella gonade. E' stato, inoltre, calcolato, per ciascun esemplare, l'indice gonado-somatico:

$$GSI = 100 \text{ GW} \cdot \text{BW}^{-1}$$

dove GW = peso gonadico e BW = peso corporeo. Le medie ottenute sono state confrontate con ANOVA.

## **RISULTATI**

### **1.1 Ovogenesi e maturazione sessuale delle femmine**

Per quanto riguarda le femmine, è stato compiuto uno studio preliminare del processo ovogenetico in *M.barbatus*. Sono stati identificati otto stadi ovogenetici (oltre ad ovogoni, follicoli post-ovulatori e ovociti atresici), che vengono qui di seguito descritti in base alle loro caratteristiche citologiche e alla dimensione:

#### **I. Stadio della cromatina nucleolare ≤ 25 µm**

Citoplasma fortemente basofilo. Nel nucleo sono visibili uno o due grossi nucleoli associati a cromatina.

#### **II. Stadio perinucleolare iniziale 25-55 µm**

Citoplasma fortemente basofilo. Numerosi nucleoli rotondeggianti appoggiati alla membrana nucleare. Nel nucleo sono visibili anche i cromosomi, di aspetto granulofilamentoso.

### **III. Stadio perinucleolare avanzato 75-125 $\mu\text{m}$**

Citoplasma granuloso, moderatamente basofilo. Nucleoli appiattiti contro la membrana nucleare. Visibili cellule follicolari allungate.

### **IV. Stadio delle vescicole di vitello 125-200 $\mu\text{m}$**

All'inizio di questo stadio il citoplasma contiene piccole vescicole lipidiche sparse (5-7  $\mu\text{m}$ ), successivamente compaiono anche piccoli alveoli corticali. La membrana nucleare è convoluta, i nucleoli ovoidali. Verso la fine di questo stadio si distinguono granulosa, teca e zona radiata.

### **V. Stadio I dei granuli di vitello 200-250 $\mu\text{m}$**

Comparsa di piccoli granuli di vitello che si diffondono centripetamente nel citoplasma, tra un anello esterno di alveoli corticali e uno interno di vescicole lipidiche. Tra queste e il nucleo vi è una zona juxta-nucleare basofila. Nucleoli rotondi, zona radiata ispessita.

### **VI. Stadio II dei granuli di vitello 250-350 $\mu\text{m}$**

Citoplasma riempito di granuli di vitello, tranne che nella zona perinucleare, occupata da grosse vescicole lipidiche (15-18  $\mu\text{m}$ ). La zona radiata appare distinta in due strati.

### **VII. Maturazione ovocitaria (Final Oocyte Maturation, FOM) 350-450 $\mu\text{m}$**

All'inizio di questo stadio si osserva la migrazione del nucleo verso il polo animale dell'ovocita, mentre le vescicole lipidiche si spostano al polo opposto. Le vescicole ed i granuli di vitello vanno incontro a coalescenza. Alla fine di questo stadio il nucleo si rompe e non è più visibile.

### VIII. Idratazione 650-750 $\mu\text{m}$

A fresco l'ovocita appare perfettamente sferico, ialino, con un'unica grossa gocciola lipidica. Nelle sezioni istologiche il profilo follicolare è molto convoluto, la zona radiata (ora corion) ben visibile, il contenuto appare quasi completamente incolore tranne alcune flocculazioni basofile.

Nella tabella I è riportata la classificazione dello stato di maturità delle femmine, identificato in base allo stadio ovogenetico più avanzato presente nell'ovaio, ed il corrispondente indice gonado-somatico:

**Tabella I**

<b>Mese</b>	<b><i>n</i></b>	<b>Stadio ovogenetico</b>	<b>GSI</b>	<b>Stadio maturativo</b>
Settembre	4	perinucleolare avanzato	$0.70 \pm 0.15$	immaturo/quiescente
Gennaio	18	perinucleolare avanzato	$0.57 \pm 0.20$	immaturo/quiescente
Marzo	3	delle vescicole di vitello	$1.32 \pm 0.16$	in sviluppo
Maggio	48	idratazione	$6.98 \pm 2.51$	fluente

Scorporando i valori medi di GSI corrispondenti ai mesi di Gennaio e di Maggio in 3 differenti classi di taglia (<15 cm, 15-20 cm, 20-25 cm) (Tabella II) si evidenzia un significativo incremento ( $P \leq 0.01$ ) dell'indice all'aumentare della taglia nel mese di Maggio. Le differenze riscontrate nel mese di Gennaio, invece, non sono risultate significative (anche se l'esiguo numero di esemplari alza, ovviamente, la soglia di significatività di F).

**Tabella II**

Lunghezza totale	GSI	
	Gennaio (n)	Maggio (n)
≤ 15 cm	0.49 ± 0.2 <sup>ns</sup> (4)	4.78 ± 1.28** (18)
15-20 cm	0.58 ± 0.17 <sup>ns</sup> (9)	7.44 ± 1.90** (20)
20-25 cm	0.73 ± 0.13 <sup>ns</sup> (3)	10.03 ± 1.28** (10)

\*\* altamente significativo ( $P \leq 0.01$ )

<sup>ns</sup> non significativo

### 1.2 Maturazione sessuale dei maschi

Per quanto riguarda i maschi, tutti i campioni esaminati presentavano spermi liberi nel deferente (tranne uno di Gennaio che conteneva spermi ma solo nei lobuli seminiferi) ed erano quindi maturi e fluenti. Ciò nonostante, vi sono delle notevoli differenze stagionali nel GSI, che si mantiene sotto l'unità in Settembre e Gennaio, mentre raggiunge il valore medio di 3 in Maggio (Tabella III). Si potrebbe pensare ad una relazione diretta con la taglia (pesce più grande = GSI più alto), ma ciò è smentito dal fatto che esemplari fluenti di taglia medio-grande campionati a Settembre (130 mm) e a Gennaio (175 mm) avevano GSI molto più bassi (rispettivamente, 0.24 e 0.79) di esemplari uguali o anche più piccoli (105 mm) campionati a Maggio (GSI = 3-4). Sembrerebbe, quindi, esservi una continuità del processo spermatogenetico nella progressione temporale presa in esame (Settembre→Maggio), con un progressivo incremento della quantità di spermi e del volume del testicolo, che si riflette nell'incremento del GSI. Al momento si può solo formulare questa ipotesi, infatti il basso numero di campioni non consente un'analisi statistica dei dati, che sarebbe oltremodo interessante per cercare di capire il fenomeno.

**Tabella III**

Mese	<i>n</i>	Stadio spermatogenetico	GSI	Stadio maturativo
Settembre	1	spermi	0.24	fluente
Gennaio	8	spermi	0.62 ± 0.30	maturato ( <i>n</i> = 1) fluente ( <i>n</i> = 7)
Marzo	0			
Maggio	7	spermi	3.00 ± 0.97	fluente

## **Obiettivo 2. MODELLO DI SVILUPPO OVARICO E STRATEGIA RIPRODUTTIVA**

### **MATERIALI E METODI**

Il modello di sviluppo ovarico è stato studiato analizzando la distribuzione in classi di frequenza degli ovociti contenuti negli ovari maturi prelevati nel mese di Maggio (*n* = 8). Dai campioni di ovaio sono stati allestiti preparati istologici su vetrino secondo le procedure descritte nel capitolo precedente. La distribuzione in classi di frequenza in base al diametro degli ovociti è stata analizzata mediante software Leica IM1000, misurando almeno 400 ovociti per campione. Sono stati considerati solo gli ovociti sezionati attraverso il nucleo. Negli ovociti che avevano mantenuto nel preparato una forma rotonda veniva effettuata un'unica misurazione del diametro, mentre in quelli di forma irregolare veniva calcolata la media tra il diametro massimo e il diametro minimo. Per lo studio della distribuzione ovocitaria in classi dimensionali è stata adottata una classificazione ottenuta raggruppando gli stadi ovogenetici identificati all'esame istologico in quattro classi (ovociti pre-vitellogenic, parzialmente vitellogenic, vitellogenic e idratati), secondo il seguente schema:

STADI OVOGENETICI		CLASSI DIMENSIONALI
I.	stadio della cromatina nucleolare	ovociti pre-vitellogeni
II.	stadio perinucleolare iniziale	(0-150 $\mu\text{m}$ )
III.	stadio perinucleolare avanzato	
<hr/>		
IV.	stadio delle vescicole di vitello vitellogeni	ovociti parzialmente vitellogeni
V.	stadio I dei granuli di vitello	(150-250 $\mu\text{m}$ )
<hr/>		
VI.	stadio II dei granuli di vitello	ovociti vitellogeni
VII.	maturazione finale ovocitaria (FOM)	(250-450 $\mu\text{m}$ )
<hr/>		
VIII.	idratazione	ovociti idratati (650-750 $\mu\text{m}$ )
<hr/>		

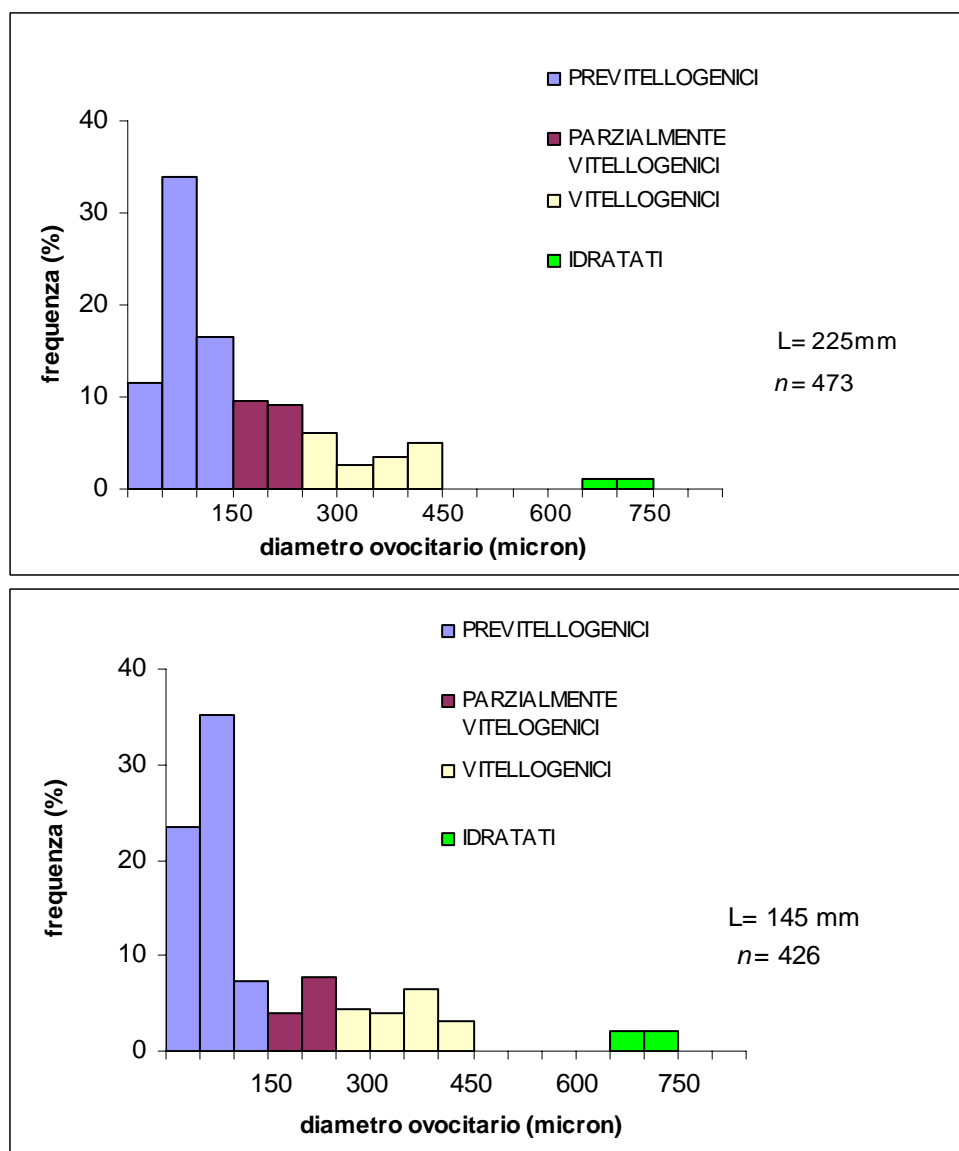
## RISULTATI

In tutti gli ovari esaminati erano presenti quattro classi di ovociti: la prima, e più abbondante, rappresentata da ovociti di taglia inferiore a 150  $\mu\text{m}$ , in fase di accrescimento primario (pre-vitellogenesi); la seconda rappresentata da ovociti parzialmente vitellogeni (150-250  $\mu\text{m}$ ) nel cui citoplasma erano identificabili alveoli corticali, vescicole lipidiche e piccoli granuli di vitello; la terza (250-450  $\mu\text{m}$ ) rappresentata da ovociti in vitellogenesi avanzata e in fase di maturazione (FOM); e la quarta rappresentata da ovociti idratati (650-750  $\mu\text{m}$ ). La distribuzione continua e decrescente delle prime tre classi, unitamente allo iato che le separa dalla quarta e ultima, indica che *M. barbatus* è una specie a deposizione multipla. L'ovaio maturo contiene ovociti a tutti gli stadi ovogenetici e produce in maniera continuativa nuovi lotti di ovociti destinati alla deposizione (rappresentati nell'istogramma dalla classe

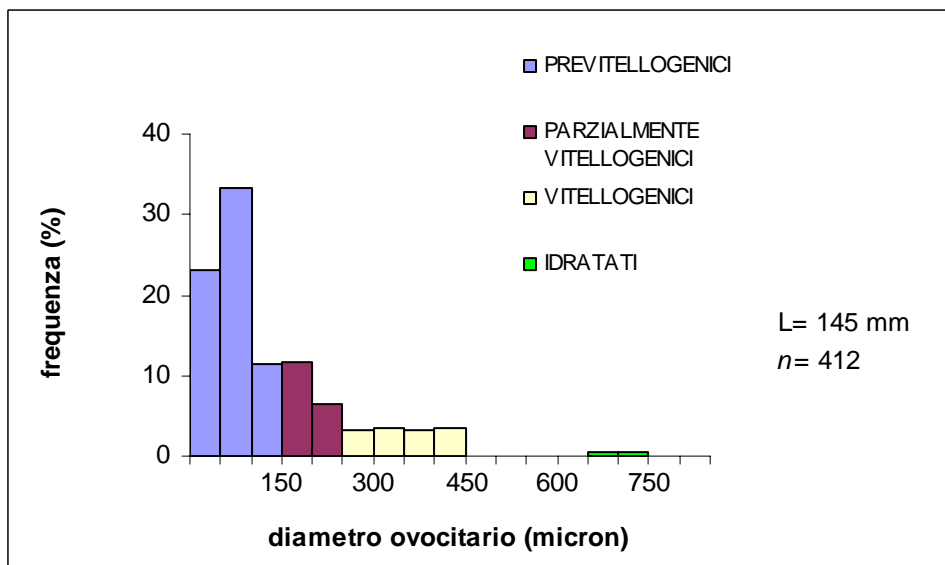
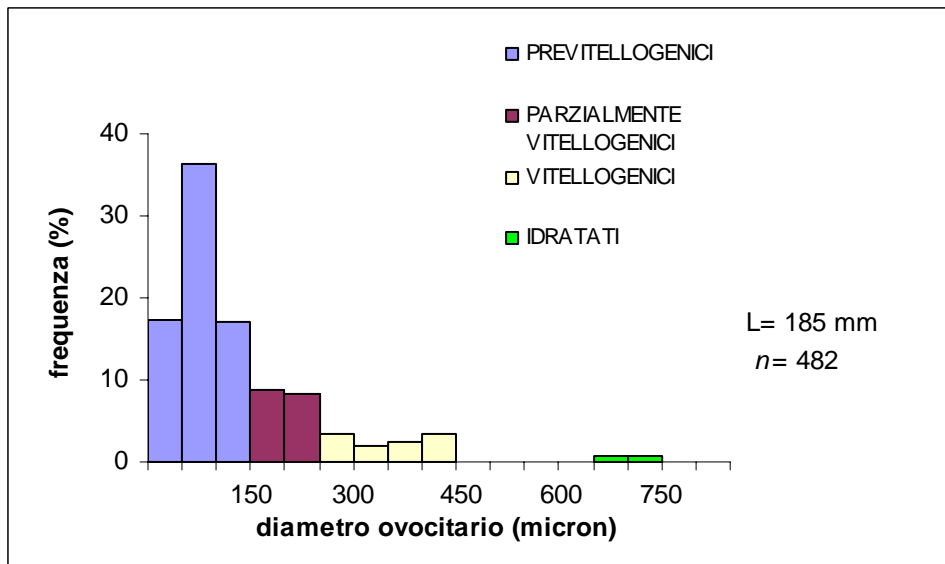
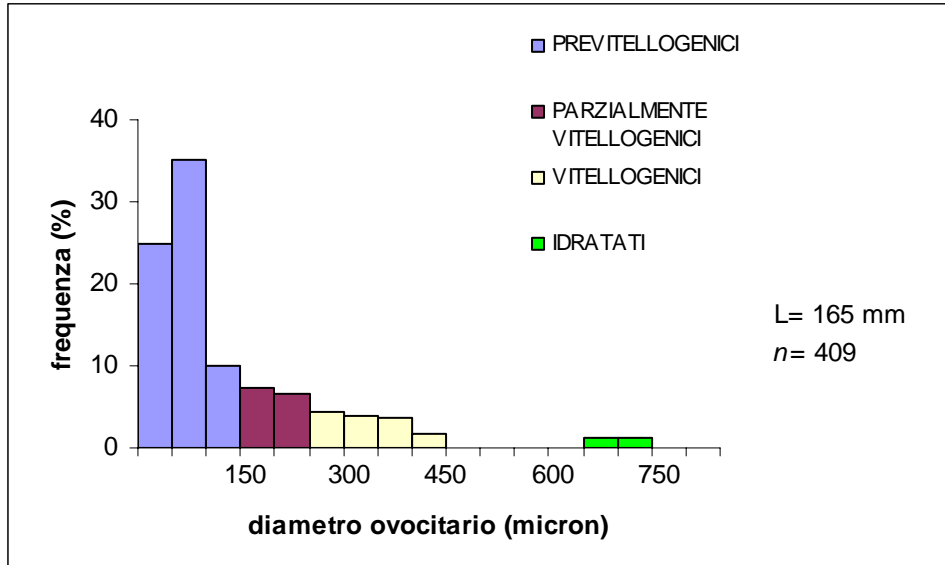


degli ovociti idratati) lungo un periodo riproduttivo protratto nel tempo. Gli ovociti idratati rappresentano dallo 0.7 al 4.2 % della popolazione ovocitaria e dal 3.8 al 23.3 % degli ovociti vitellogenici (3<sup>a</sup> classe dimensionale). Anche i risultati dell'indagine istologica confermano che *M.barbatus* è specie a deposizione multipla: infatti, accanto agli ovociti idratati e in fase di maturazione finale, erano presenti follicoli post-ovulatori (POF), il che indica che il pesce aveva deposto recentemente ed era in grado di continuare a deporre. Da questo quadro si deduce che il campionamento è stato effettuato a stagione riproduttiva già iniziata.

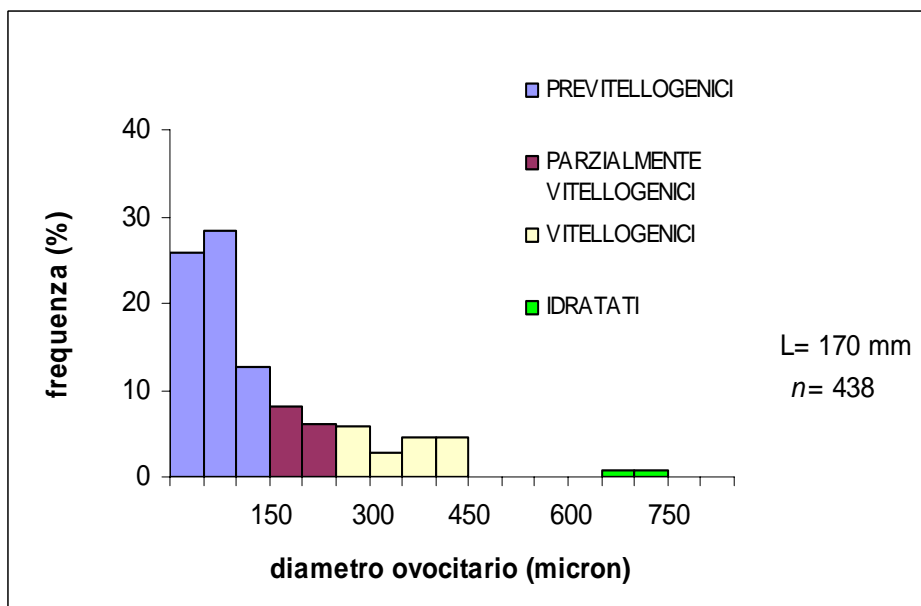
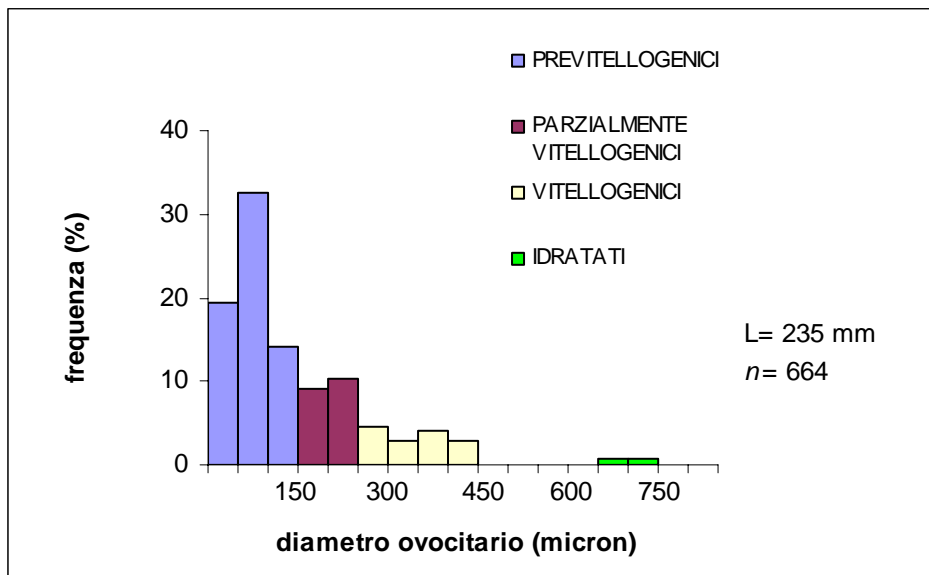
**Figg.1-8. Istogrammi di distribuzione taglia/frequenza degli ovociti in ovari maturi (n = 8) di *Mullus barbatus***



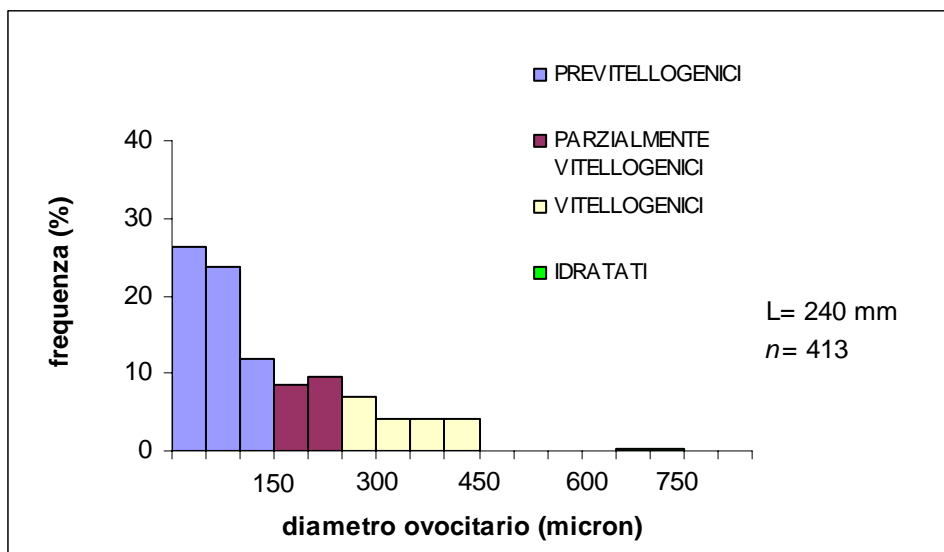
Segue figg. 1-8.



Segue figg. 1-8.



Segue figg. 1-8



La presenza di ovociti a tutti gli stadi di sviluppo nell'ovaio maturo indica che *M.barbatus* è una specie a sviluppo ovarico asincrono (Wallace & Selman, 1981) e fecondità annuale indeterminata. In base a questi dati, è stata scelta la metodologia più appropriata per lo studio della fecondità, che è il metodo gravimetrico degli ovociti idratati (conteggio del numero di ovociti idratati contenuti in un campione di peso noto di tessuto ovarico, calcolo del numero di ovociti idratati per unità di peso e proiezione riferita al peso totale delle due gonadi) (Hunter *et al.*, 1985).

### Obiettivo 3. FECONDITA'

#### MATERIALI E METODI

La fecondità è stata stimata su campioni di ovari maturi (n = 40) prelevati nel mese di Maggio. I campioni, fissati e conservati in formalina, sono stati asciugati su carta da filtro e da ciascuno di essi è stato prelevato un sub-campione del peso di circa 50 mg ( $\pm$  0.01 mg). Questo veniva posto su un vetrino, coperto con 3-4 gocce di glicerina e montato con vetrino coprioggetto. Dopo 15 minuti circa il campione veniva osservato al microscopio a contrasto di fase. Gli ovociti idratati, riconoscibili in quanto traslucidi, di grossa dimensione e con evidente gocciola oleosa, venivano contati con l'ausilio di un

oculare a reticolo. La Fecondità per Lotto o Batch Fecundity, BF, che rappresenta il numero di ovociti emessi ad ogni deposizione, è stata calcolata moltiplicando il numero di ovociti idratati contati nel sub-campione per il peso ovarico (totale dei due ovari) e dividendo per il peso del sub-campione.. Sono state, inoltre, calcolate le Fecondità Relative sia alla taglia (RFTL, numero di ovociti idratati per mm di lunghezza totale =  $BF \cdot TL^{-1}$ ) che al peso ( $RF_{OFBW}$ , numero di ovociti idratati per grammo di peso corporeo =  $BF \cdot (BW - OW)^{-1}$ , dove BW = peso corporeo e OW = peso ovarico). Le relazioni della Fecondità per Lotto con la taglia e con il peso sono state descritte mediante analisi della regressione.

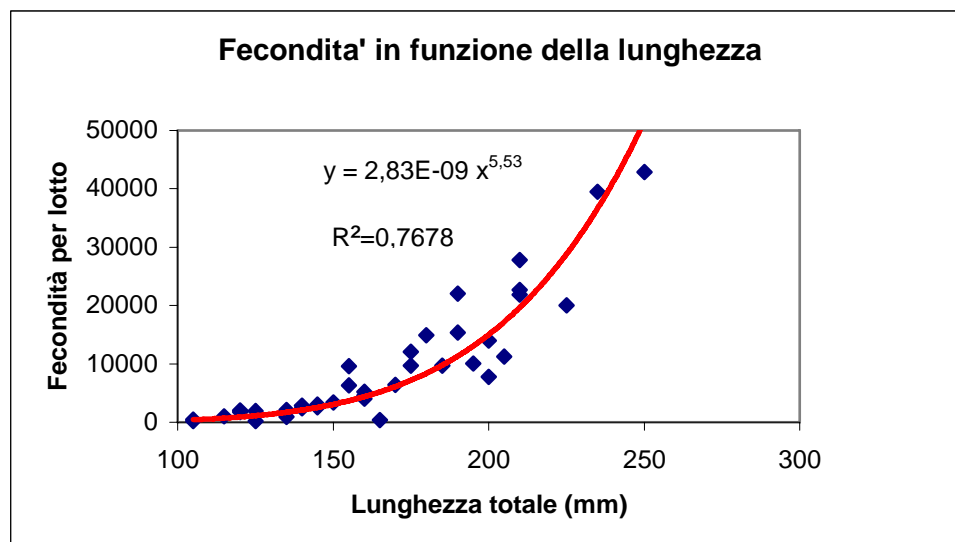
## RISULTATI

La Fecondità per Lotto o Batch Fecundity, BF è risultata variabile tra 154 in una femmina di 125 mm e 42,907 in una femmina di 250 mm, mentre la Fecondità Relativa al peso varia da 8 a 266 ovociti idratati per grammo di femmina (esclusi gli ovaï) e quella Relativa alla lunghezza da 2 a 171 ovociti idratati per mm di femmina.

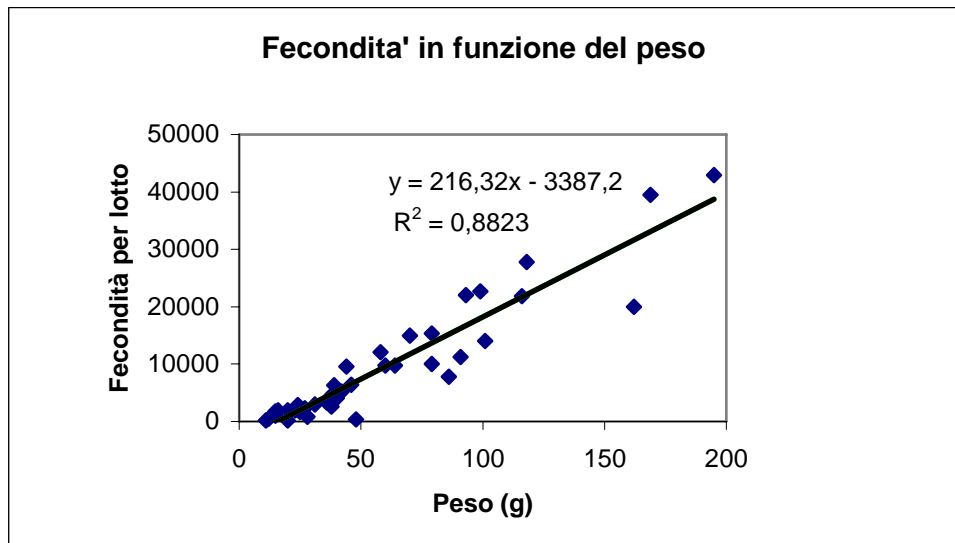
La relazione tra BF e lunghezza totale del pesce è di tipo potenziale ed è espressa dall'equazione  $BF = 2.83E-9 \cdot TL^{5.53}$  con  $r^2 = 0.77$  (**Fig. 9**).

La relazione tra BF e peso corporeo (senza ovaï) è, invece, di tipo lineare ed è espressa dall'equazione  $BF = 216.32BW - 3387.2$  con  $r^2 = 0.88$  (**Fig.10**).

**Figura 9**



**Figura 10**



Poiché nei campioni erano presenti follicoli post-ovulatori (segno di recente deposizione), ne deriva che il numero di ovociti idratati è stato sottostimato, non comprendendo quelli appena emessi, e sarebbe, quindi, più corretto parlare di “Fecondità Residua”. Il numero di ovociti atresici era trascurabile, probabilmente in quanto il campionamento era stato effettuato in piena stagione riproduttiva.

## **CONCLUSIONI**

I risultati istologici e i valori dell'indice gonado-somatico sembrano deporre a favore di un unico periodo riproduttivo nell'anno, localizzato intorno al mese di Maggio. Al di fuori di questo mese, infatti, tutte le femmine esaminate avevano ovari quiescenti. Diversa appare la condizione dei maschi, che, invece, anche a Settembre e a Gennaio avevano testicoli maturi (anche se piccoli) con cospicua quantità di spermatozoi nel deferente. A tale proposito, va evidenziato come la valutazione macroscopica spesso non coincida con quella microscopica e possa essere fonte di errore non solo nell'attribuzione dello stadio di maturità, ma anche del sesso.

L'analisi della distribuzione ovocitaria in classi dimensionali indica uno sviluppo ovarico asincrono, con deposizioni multiple e stagione riproduttiva protratta nel tempo.

La fecondità per lotto appare piuttosto bassa rispetto a quella di altre popolazioni del Tirreno settentrionale (Menini, dati non pubblicati) e del Mediterraneo orientale (Metin, 2005) ma è stata certamente sottostimata, in quanto valutata su femmine che avevano già iniziato a deporre.

Ulteriori studi basati su un adeguato calendario di campionamenti potrebbero contribuire a:

- stabilire la durata del periodo riproduttivo e la periodicità delle deposizioni
- valutare l'effettiva fertilità dei maschi
- ottenere una stima più esatta della fecondità per lotto e un quadro più completo della fecondità della popolazione.

# QUARTA PARTE

## 12 - DISCUSSIONE GENERALE

La ricerca effettuata nel Golfo di Castellammare, dove la pesca a strascico è vietata dal 1990, ed in due località di controllo ha confermato e rafforzato i risultati di studi precedenti riuscendo allo stesso tempo a chiarire alcuni dei meccanismi che stanno alla base del processo di recupero degli stock demersali in seguito alla protezione. Precedenti ricerche condotte nel Golfo di Castellammare avevano evidenziato un notevole incremento delle biomasse rispetto ai periodi precedenti al divieto (D'Anna et al. 1995, 2001; Pipitone et al. 2000, 2001, 2004) ed un generale beneficio per gli operatori della piccola pesca (Witmarsh et al. 2003). La valutazione del successo dell'iniziativa gestionale era stata basata sul confronto dei rendimenti di pesca prima (Arclueo et al. 1988, 1990) e dopo il divieto di strascico nel Golfo. Altri studi avevano evidenziato cambiamenti trofodinamici per una sola delle tre specie di interesse commerciale esaminate (Badalamenti et al. 2000). I nuovi dati raccolti in questo studio hanno permesso un confronto con località di controllo (Golfi di Sant'Agata di Termini Imerese) non interessate dalla misura di divieto di pesca a strascico conferendo ai risultati ottenuti una valenza spaziale oltre che temporale ed allargando le indagini agli spettri di taglia ed agli aspetti della trofodinamica delle più importanti specie demersali.

### **Obiettivo A - Conseguenze a larga scala del divieto di pesca strascico sulla struttura trofica, di taglia e sulla diversità del popolamento ittico demersale.**

#### ***Biomassa***

I valori di biomassa stimati per i tre Golfi studiati confermano che il divieto di pesca a strascico ha determinato un aumento della biomassa di quasi un ordine di grandezza, un risultato del tutto simile a quanto ottenuto confrontando i dati del Golfo di Castellammare prima e dopo la chiusura della pesca a strascico (Pipitone et al. 2000; 2001; 2004). I risultati hanno evidenziato un effetto positivo, effetto spill-over, anche nell'area adiacente alla zona non strascicabile nella porzione orientale del Golfo, dove le catture totali sono sempre significativamente superiori rispetto a quelle dei controlli. Le catture per i pesci seguono la stessa tendenza della biomassa totale. I cefalopodi



invece risultano più abbondanti a Castellammare solamente in autunno mentre non si registrano differenze significative per i crostacei che in alcuni casi risultano più abbondanti nelle aree di controllo. La diversa risposta di pesci ed invertebrati alla chiusura della pesca a strascico suggerisce che qualcosa è cambiato anche nella struttura del popolamento strascicabile in seguito alla protezione. Come previsto da numerosi modelli, gli organismi con ciclo vitale lungo sono aumentati nell'area protetta mentre quelli con ciclo vitale breve (cefalopodi e gamberi) prevalgono nelle aree maggiormente sfruttate.

### ***Struttura e diversità***

La struttura del popolamento demersale appare diversa nei tre Golfi studiati un risultato che, in assenza di dati precedenti alla chiusura della pesca a strascico per i due Golfi di controllo, è difficile mettere in relazione al diverso regime di sfruttamento. E' infatti probabile che siano sempre esistite differenze nella struttura dei popolamenti demersali nei tre Golfi e che quindi la maggiore ricchezza specifica registrata a Castellammare sia indipendente dalla protezione.

L'abbondanza totale e quella relativa di pesci, crostacei e cefalopodi rispecchiano invece i dati di biomassa e, in considerazione delle conoscenze sulla distribuzione delle abbondanze a Castellammare prima della chiusura della pesca a strascico (Pipitone et al., 2000), sono facilmente riconducibili all'effetto della protezione. La grande abbondanza di individui registrata a Castellammare risulta ben compensata dal maggiore numero di specie come mostrano i valori dell'indice diversità, simile nei tre Golfi, e dell'indice di equitabilità che nello strato B, il più produttivo, non differisce significativamente tra i Golfi.

Il confronto fra le curve di dominanza, oltre a rimarcare gli alti valori di abbondanza riscontrati a Castellammare, evidenzia anche il diverso comportamento della curva nella zona limitrofa all'area di divieto che potrebbe essere interpretata come una conseguenza (spillover) della vicinanza con l'area protetta. Le curve di abbondanza e biomassa indicano uno sfruttamento moderato dei popolamenti demersali nell'area protetta dallo strascico (Yemane, et al., 2005; Jouffre and Cheikh, 2005) da attribuire principalmente alla pesca artigianale ed, in parte, dalla pesca sportiva. Questo risultato riveste particolare importanza se si pensa al divieto di pesca strascico come strumento di

gestione sostenibile delle risorse costiere. Nel caso di Castellammare, infatti, l'effetto protezione è servito in qualche modo a sostenere nel tempo i rendimenti della pesca artigianale (D'Anna et al., 2001; Whitmarsh et al., 2003) mantenendo uno stato moderatamente sfruttato delle risorse di pesca. Notevolmente diversa è la situazione nei due golfi strascicati dove il pattern delle curve di abbondanza e biomassa indica uno stato di pesantemente sfruttamento delle risorse di pesca o di una situazione fortemente disturbata (Yemane, et al., 2005; Blanchard et al., 2004). Anche dall'analisi della dominanza viene dunque ampiamente confermato un recupero di biomassa ed abbondanza degli stock demersali nell'area protetta di Castellammare del Golfo.

### ***Spettri di taglia (size spectra)***

L'aumento di biomassa ed abbondanza registrato a Castellammare dovrebbe essere accompagnato da un cambiamento della struttura di taglia del popolamento demersale. La metrica che abbiamo scelto per descrivere questo cambiamento è l'analisi degli spettri di taglia. In aree soggette ad elevata pressione di pesca si registra una pendenza più ripida nella relazione tra classi di taglia ed abbondanza rispetto ad aree dove la pressione di pesca è minore (Rice e Gislason 1996; Bianchi et al. 2000). Abbiamo dunque ipotizzato che la creazione dell'area vietata alla pesca a strascico a Castellammare avrebbe dovuto invertire questa tendenza portando a pendenze degli spettri di taglia minori e ad altezze medie del midpoint più elevate. Le osservazioni effettuate hanno supportato l'ipotesi per quanto riguarda il midpoint, valori più elevati come conseguenza dell'accumulo di abbondanza o biomassa all'interno dell'area protetta (Vacchi et al. 1998; Russ 2002; ICES 2004), ma non per quello che riguarda le pendenze degli spettri di taglia. Infatti, in entrambi i Golfi non protetti (Sant'Agata e Termini Imerese) sono state osservate pendenze meno ripide rispetto a quelle calcolate all'interno dell'area protetta (Castellammare). Questa differenza potrebbe essere stata causata dal fatto che: a) le marinerie siciliane utilizzano reti poco selettive con maglia al sacco piccola (40mm) (Pipitone et al. 2000; Machias et al. 2004) sfruttando quindi le specie lungo l'intero spettro di taglia (>4 g fino a ~2 kg); b) la pesca a strascico è legalmente praticabile solo oltre l'isobata dei 50 m, il che determina una elevata concentrazione degli attrezzi da posta (impiegati nella pesca artigianale) in acque basse con un conseguente aumento della pressione di pesca sulla fauna ittica demersale

(Greco et al. 1993); c) nei primi anni successivi alla creazione di una area marina protetta, la maggiore sopravvivenza di individui fecondi di grandi dimensioni determina un elevato reclutamento ed uno sproporzionato numero di individui piccoli (Agardy, 1994). Da una parte dunque a) e b) potrebbero determinare l'appiattimento degli spettri di taglia nelle località non protette e dall'altra, c) vi potrebbe essere un effetto del reclutamento tale da favorire una maggiore pendenza degli spettri di taglia nell'area protetta. Tuttavia, dopo oltre 15 anni di protezione questa esplosione di reclutamento dovrebbe essere oramai passata attraverso lo spettro di taglia ed essersi stabilizzata in un nuovo equilibrio

Il primo beneficio della chiusura della pesca a strascico è stato l'espansione delle attività della pesca artigianale all'intera area della piattaforma continentale (Pipitone et al. 2000). Questo ha determinato l'esplorazione di nuove aree di pesca con il conseguente sfruttamento di nuove risorse utilizzando attrezzi selettivi, e l'aumentata cattura in termini di abbondanza e taglie più grandi delle catture commerciali (Pipitone et al., 2000). L'uso di attrezzi selettivi potrebbe avere avuto un duplice effetto: (i) diminuire l'abbondanza degli individui di grandi dimensioni con la conseguente mancata entrata di nuove e più grandi classi di taglia nella comunità, e (ii) la riduzione della pressione di pesca sui pesci più piccoli. Entrambi gli effetti potrebbero avere contribuito a mantenere ripide le pendenze degli spettri di taglia nel Golfo di Castellammare. In aggiunta, la selettività degli attrezzi da pesca artigianali potrebbe avere determinato un minore impatto sugli individui più piccoli e dunque avere avuto lievi conseguenze sull'altezza del midpoint.

Uno dei punti critici che riguarda l'utilizzo delle AMP è quello di comprendere se i benefici che si ottengono all'interno dell'area protetta (aumento di biomassa) possono essere esportati alle aree circostanti. Pochi studi hanno documentato un effetto spillover e/o una esportazione di larve (Bohnsack 1998), in particolare per i fondi mobili (Sweeting e Polunin 2005). L'effetto spillover dovrebbe determinare pendenze ed altezze del midpoint a nella zona non protetta del Golfo di Castellammare (GCAST\_out) intermedie rispetto a quelle riportate per la zona protetta (GCAST\_in) e per i due golfi non protetti. Qualitativamente le pendenze sono risultate meno ripide a GCAST\_out rispetto a GCAST\_in ma sovrapponibili con quelle delle località di controllo. Tuttavia, la piccola ampiezza del campione (solo tre repliche a causa della

limitata superficie di GCAST\_out) ha conferito poco potere all'analisi e non sono dunque state riscontrate differenze significative tra le località (all'interno degli strati) neppure nel confronto GCAST\_in con i Golfi di controllo. Di contro, l'altezza media del midpoint a GCAST\_out ha mostrato valori intermedi tra quelli della località protetta (GCAST\_in) e dei controlli, suggerendo un effetto spillover. Sebbene significativo, è verosimile che quest'effetto sia locale e riguardi una piccola porzione dell'area. Infatti, in prossimità di Capo Rama la piattaforma continentale è ampia solo 2 km, rappresentando un vero e proprio un collo di bottiglia che limita gli spostamenti dei pesci verso le aree situate ad est. Oltre Capo Rama, la flotta di pesca artigianale (Terrasini) ha ricevuto benefici economici limitati dalla chiusura della pesca a strascico (Whitmarsh et al., 2003) e adesso si trova a dover fronteggiare una crescente competizione con le barche a strascico che hanno concentrato la loro attività in quel settore del Golfo (Whitmarsh et al., 2002).

### ***Struttura trofica***

Un aspetto importante che riguarda le taglie degli organismi marini è la correlazione positiva che è stata spesso riportata tra la taglia ed livello trofico, sia quando si considerano le variazioni legate alla crescita di una singola specie (Badalamenti et al., 2000) che quando si valutano gruppi di specie ad un particolare stadio di crescita (in relazione ad esempio alla lunghezza massima) o l'intera comunità (quando cioè le diverse specie sono combinate insieme per gruppi di taglia indipendentemente dalla loro appartenenza ad un certo gruppo tassonomico) (Jennings et al. 2002b). Per valutare l'impatto dello sfruttamento della pesca sulla struttura trofica, in questo studio abbiamo utilizzato analisi accoppiate sulla taglia del corpo e sul livello trofico tra aree protette e non protette (Jennings et al. 2002b). Il livello trofico è stato valutato con la tecnica degli isotopi stabili dell'azoto e del carbonio e sono state effettuate delle comparazioni con studi precedenti che avevano valutato il livello trofico delle specie utilizzando la tradizionale tecnica dei contenuti stomacali.

In tutte le specie da noi studiate, con la sola eccezione del pesce San Pietro (*Zeus faber*) è stata riscontrata una relazione positiva tra taglia e livello trofico. Un simile risultato era stato in precedenza ottenuto per altre tre specie di interesse commerciale nel Golfo di Castellammare, *Mullus barbatus*, *Lophius budegassa* e *Merluccius merluccius*

(Badalamenti et al. 2000). La correlazione tra taglia e livello trofico all'interno delle specie si conferma frequente ma non è tuttavia una regola universale. Infatti, i valori del livello trofico ( $\delta^{15}\text{N}$ ) per il gruppo di specie esaminato nei tre golfi è risultato dipendente dai valori associati della lunghezza massima ( $L_{\text{max}}$ ) ma questa dipendenza si è tuttavia dimostrata debole (Golfi di Castellammare e Sant'Agata) o assente (Golfo di Termini Imerese) e comunque tale da sconsigliare l'utilizzo di  $L_{\text{max}}$  come valido indicatore per stimare il livello trofico. Sarebbe dunque irrealistico effettuare previsioni accurate sul livello trofico di una specie a partire dalla sola taglia. Le nostre conclusioni concordano con l'unico studio simile condotto da Jennings et al. (2001) che hanno trovato una debole relazione tra taglia per gruppi di specie e livello trofico nel mar Celtico.

Le analisi effettuate hanno evidenziato differenze sistematiche dei valori di  $\delta^{15}\text{N}$  tra i tre Golfi. Le differenze osservate per i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  sono più marcate all'aumentare dei valori di livello trofico e sono risultate maggiori nelle specie bentivore rispetto a quelle planctivore. Ne consegue che, o i valori basali (di riferimento) per il  $\delta^{15}\text{N}$  sono differenti nei tre Golfi, oppure le differenze osservate sono da attribuire all'effetto del divieto di pesca a strascico a Castellammare. I dati del nostro studio tendono a favorire la seconda ipotesi. Infatti, non sono state rilevate differenze significative nel confronto dei valori isotopici di specie basali (invertebrati) nei tre Golfi (Fanelli, 2007) pertanto le differenze osservate tra le gilde trofiche nei tre golfi dipendono da reali differenze nella struttura della rete trofica.

Le differenze osservate per i valori di  $\delta^{15}\text{N}$  nelle gilde trofiche dei tre golfi appaiono via più marcate salendo lungo la rete trofica, dai consumatori di epibenthos/suprabenthos, passando per i consumatori di benthos fino ad arrivare ai consumatori di necton. E' quindi plausibile supporre che la pesca a strascico induce una riduzione del livello trofico medio dei consumatori, riduzione che viene magnificata man mano che si sale lungo la rete trofica. Questa osservazione aggiunge una terza forzante (dimensione) negativa agli effetti del pescare sempre più in basso nella rete trofica (fishing down the food web) (Pauly et al. 2000). La pesca non solo rimuove le specie di grandi dimensioni e gli individui più grandi di queste specie, entrambi comunemente con elevati livelli trofici (Jennings et al. 2002b), ma nel fare questo, attraverso effetti diretti ed indiretti, determina una erosione delle risorse alimentari con

il risultato di avere individui di una certa taglia che si alimentano a livelli trofici inferiori nelle aree dove si pesca. Questo effetto non è privo di significato ed è equivalente a circa 2/3 di livello trofico nelle specie che si alimentano di nectobenthos. Assumendo che il trasferimento di energia sia confrontabile in ogni percorso trofico allora l'energia che sostiene una unità di biomassa è minore nelle aree strascicate. Di conseguenza l'uso complessivo di energia nel Golfo di Castellammare sarebbe maggiore in conseguenza sia della maggiore biomassa ittica che della elevata posizione trofica delle specie che stanno in alto nella rete trofica. E' inoltre possibile che i percorsi del flusso di energia che conducono alle singole specie sia diverso nelle aree strascicabili e non strascicabili, ma questo dato può essere individuato solo attraverso l'analisi dei contenuti stomacali che tuttavia rimane difficile da valutare alla scala di impatto dello strascico.

La taglia gioca un ruolo importante nel determinare le interazioni preda-predatore e queste interazioni sono tra i più forti processi che strutturano le reti trofiche. Nel nostro studio è stato osservato un comportamento alimentare legato alla taglia sia per singole specie che tra gruppi di specie. Tuttavia, a) le relazioni tra dimensioni del corpo e livello trofico trovate per le singole specie sono risultate molto variabili mostrando un elevato grado di plasticità e b) le relazioni del livello trofico con la lunghezza massima tra gruppi di specie sono risultate deboli. La pesca è selettiva per la taglia in quanto ha come bersaglio specie ed individui di grandi dimensioni è stato pertanto suggerito che lo sfruttamento della pesca possa avere significative implicazioni trofondinamiche. In effetti, l'analisi effettuata per comparare i livelli trofici delle gilde alimentari tra i tre Golfi suggerisce che la pesca ha determinato una erosione delle risorse alimentari a disposizione dei (al di sotto dei) predatori, con il risultato che, per una determinata taglia, le specie che si trovano all'interno di aree soggette a regime di pesca si alimentano ad un livello più basso nella rete trofica. I risultati ottenuti nel nostro studio supportano con forza l'uso di metriche basate sulla taglia degli organismi per valutare l'impatto della pesca e il disturbo ambientale (disturbance) (Rice 2000; Rochet and Trenkel 2003; Jennings and Dulvy 2005). Ovviamente, essendo aumentato il consenso attorno all'idea che la pesca debba essere gestita a livello di ecosistema, è essenziale sottolineare l'importanza del ruolo giocato dalla taglia nelle interazioni preda-predatore e nella strutturazione degli ecosistemi.

**Obiettivo B - Dinamica spazio-temporale di una specie di elevato interesse commerciale (la triglia di fango *Mullus barbatus*), ed identificazione di aree-chiave per il ciclo vitale della specie, associate all'approfondimento di alcuni aspetti importanti ma poco noti della sua biologia.**

*Dinamica spazio temporale e aree di nursery della triglia di fango*

La triglia di fango è la specie di interesse commerciale che più ha beneficiato degli effetti della pesca a strascico con incrementi dei rendimenti medi 20 volte superiore se confrontati nel tempo (prima del divieto, Pipitone et al.2000) e nello spazio (golfi di Termini imprese e Sant'Agata, dati questo studio). L'enorme aumento della triglia di fango ha influenzato positivamente le catture con reti da posta all'interno dell'area protetta (D'Anna et al.,2001) con benefici significativi anche sulla redditività della piccola pesca artigianale (Witmarsh et al. 2003). Per questi motivi, far luce sui processi che hanno accompagnato l'incremento di questa risorsa significa acquisire importanti conoscenze sulla biologia della triglia e porre le basi per una sostenibilità della stessa.

L'insieme dei risultati ottenuti nel corso della presente indagine hanno infatti consentito di evidenziare le principali caratteristiche biologiche della popolazione di triglia di fango del Golfo di Castellammare, sia in termini di abbondanze, distribuzione spaziale e ciclo vitale, che la differenziano da quanto è normalmente riscontrabile in stock sottoposti all'impatto della pesca a strascico.

Le abbondanze della specie sono risultate nettamente superiori anche rispetto a quelle registrate nelle acque mediterranee sia in termini di densità numerica che di biomassa (Tserpes et al., 2002). Una spiegazione plausibile dell'elevata abbondanza delle triglie a Castellammare scaturisce dalla distribuzione spaziale delle fasi vitali critiche della specie che è risultata più complessa rispetto a quella conosciuta per le altre aree italiane.

Infatti, mentre le giovani triglie di Castellammare sono localizzate in fondali con caratteristiche simili a quelle delle nursery di altre aree costiere (Voliani, 1999), i riproduttori si concentrano sia in prossimità dei 50 m, durante la principale stagione di riproduzione, sia su livelli più profondi nelle stagioni in cui si riproducono frazioni più contenute ma rilevanti dello stock parentale. In questo ultimo livello si sono concentrate

femmine mature di triglie che si riproducono al di fuori della stagione canonica (estate, autunno ed inverno) e che hanno mostrato taglie medie (LT media 18 cm) più elevate rispetto a quelle costiere (LT media 14 cm).

Sebbene in letteratura siano presenti solo poche evidenze di riproduzione della specie al di fuori della stagione primaverile (Orsi Relini e Arnaldi, 1986; Gharbi e Ktari, 1973), si ritiene che le grandi femmine che si riproducono nelle altre stagioni (19569 individui catturati in 337 cale), possano contribuire al mantenimento delle elevate biomasse della popolazione, fornendo reclutamenti supplementari a quello che avviene nella tarda estate nella maggior parte delle popolazioni italiane (Voliani, 1999).

Un'altra condizione della triglia di Castellammare è rappresentata dall'esistenza di distribuzioni lunghezza-frequenza bimodali in tutte le stagioni a partire dal 1993. Questa condizione è molto differente da quanto si riscontra sia nella vasta letteratura sulla specie in mediterraneo (Levi et al., 1993; Tursi et al., 1994; Demestre et al., 1997; Voliani, 1999; Tserpes et al., 2002) che nelle caratteristiche della struttura di taglia delle triglie nel periodo precedente alla proibizione della pesca a strascico nel Golfo di Castellammare (1985-1989) (Fiorentino et al., submitted). La particolarità risiede nel fatto che in seguito al divieto la prima componente di queste distribuzioni, che compare alla fine dell'estate ed è interpretabile come le reclute del gruppo 0 (nel primo anno di vita), è ancora distinguibile nella primavera successiva. Inoltre la consistenza di questa componente non presenta il classico decremento numerico nel corso del tempo, ascrivibile ad un reclutamento discreto e successiva mortalità, ma mostra piuttosto un aumento degli indici di abbondanza tra l'autunno e l'inverno, spiegabile con l'arrivo di nuove reclute che vanno ad aggiungersi agli individui reclutati alla fine dell'estate.

L'anomalia nelle strutture di lunghezza è anche in parte spiegata dalla riduzione del tasso di crescita delle triglie di Castellammare rispetto a quello dello stock dello Stretto di Sicilia. La riduzione dell'accrescimento individuale delle triglie del Golfo di Castellammare, spiegabile in termini di effetto densità-dipendenza, è ulteriormente evidente se si confronta la popolazione dell'area con quanto noto in Mar Ligure (Fiorentino et al., 1998 e Voliani et al., 1998).

Tuttavia, nel mantenimento dell'elevata abbondanza dello stock di triglia di fango dell'area, gli effetti negativi della riduzione dell'accrescimento individuale sono ampiamente compensati dall'aumento considerevole del potenziale riproduttivo che



garantisce un elevato reclutamento di giovanili alla popolazione. Gli indici di reclutamento registrati nel corso della campagna 2004-2005 risultano il doppio di quelli degli anni precedenti l'arresto dello strascico, nell'ipotesi di un solo reclutamento all'anno, ed il triplo considerando l'esistenza di un reclutamento supplementare tra l'autunno e l'inverno (Fiorentino et al., *submitted*).

Il confronto dell'abbondanza delle femmine mature in primavera e del corrispondente numero di uova prodotte mostra chiaramente un aumento di più di un ordine di grandezza dello stock parentale e della produzione di uova nel Golfo di Castellammare. Queste valutazioni debbono peraltro essere considerate stime per difetto in quanto non considerano l'apporto supplementare dell'emissione di uova delle femmine che si riproducono nelle altre stagioni.

La letteratura recente ha mostrato come uno stock parentale che si articola in molte classi di età possa estendere gli eventi riproduttivi, sia come finestra temporale che come scala spaziale, aumentando le possibilità che un numero elevato di nuovi nati incontri condizioni ambientali favorevoli alla sopravvivenza (Secor, 2000; Berkeley et al., 2004). Secondo Murawski et al. (2001) le femmine più vecchie che si sono riprodotte più volte nel corso della vita hanno maggior successo nella riproduzione. Le giovani femmine alla prima riproduzione, infatti, si riproducono per un periodo più breve, producono meno uova per evento riproduttivo, mostrano un numero inferiore di emissioni di uova per stagione riproduttiva ed emettono uova più piccole e con minori tassi di fertilizzazione e schiusa delle femmine più anziane (Solemdal et al., 1995; Trippel et al., 1997). Numerosi studi di laboratorio hanno infine dimostrato che le larve che originano dalle uova di femmine più vecchie sono più grandi, crescono più rapidamente e mostrano sopravvivenze maggiori delle larve originate dalle femmine più giovani (Marteinsdottir and Steinarsson, 1998; Vallin and Nissling, 2000; Berkeley et al., 2004b).

Queste caratteristiche possono consentire alle larve ed alle fasi pelagiche che precedono il reclutamento all'habitat bentonico di permanere più a lungo nella colonna d'acqua in attesa del momento migliore per raggiungere i fondali delle nurseries.

I risultati ottenuti e le informazioni disponibili in letteratura fanno ritenere che la presenza di molte classi di età nel stock parentale (più di sette diversi gruppi di età) della triglia di fango del Golfo di Castellammare, determinatasi in seguito alla

cessazione delle attività di pesca a strascico, sia alla base dell'estensione temporale e dell'aumento di intensità del reclutamento della specie.

In conclusione, l'aumento rimarchevole dell'abbondanza della popolazione esaminata, registrata da Pipitone et al. (2000), può essere spiegata come effetto sinergico della combinazione di diversi processi che includono la diminuzione della mortalità da pesca sulla frazione giovanile, l'aumento dell'abbondanza dello stock parentale, l'allargamento della composizione in classi di età dei riproduttori, l'ampliamento spaziale e temporale della presenza delle femmine mature e l'aumento in intensità ed estensione temporale del reclutamento.

### *Biologia riproduttiva della triglia di fango*

I risultati istologici e i valori dell'indice gonado-somatico sembrano deporre a favore di un unico periodo riproduttivo nell'anno, localizzato in prossimità del mese di Maggio. Al di fuori di questo mese, infatti, tutte le femmine esaminate avevano ovari quiescenti. Diversa appare la condizione dei maschi, che, invece, anche a Settembre e a Gennaio avevano testicoli maturi (anche se piccoli) con cospicua quantità di spermatozoi nel deferente. A tale proposito, va evidenziato come la valutazione macroscopica spesso non coincida con quella microscopica e possa essere fonte di errore non solo nell'attribuzione dello stadio di maturità, ma anche del sesso.

L'analisi della distribuzione ovocitaria in classi dimensionali indica uno sviluppo ovarico asincrono, con deposizioni multiple e stagione riproduttiva protratta nel tempo.

La fecondità per lotto appare piuttosto bassa rispetto a quella di altre popolazioni del Tirreno settentrionale (Menini, dati non pubblicati) e del Mediterraneo orientale (Metin, 2005) ma è stata certamente sottostimata, in quanto valutata su femmine che avevano già iniziato a deporre.

Ulteriori studi basati su un adeguato calendario di campionamenti potrebbero contribuire (i) a stabilire la durata del periodo riproduttivo e la periodicità delle deposizioni, (ii) a valutare l'effettiva fertilità dei maschi, a (iii) ottenere una stima più esatta della fecondità per lotto e un quadro più completo della fecondità della popolazione.

## **Bibliografia**

- Agardy MT (1994) Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends Ecol. Evol.* 9: 267-270
- Arculeo M, D'Anna G, Riggio S (1988) Valutazione delle risorse demersali nell' area compresa fra Capo Gallo e Capo San Vito (Sicilia nord-occidentale): risultati delle campagne condotte nel 1985. *Atti Semin. Pesca Acquac.*, Roma, C.N.R. e Min. Mar. Merc. III: 1413-1451
- Arculeo M, Baino R, Riggio S (1990) Caratterizzazione delle faune demersali e delle marinerie del Golfo di Castellammare (Sicilia N/O) attraverso una analisi triennale degli sbarchi di pesca. *Natur. sicil. S.IV, XIV*: 57-69
- Badalamenti F, Ramos-Espla AA, Voultziadou E, Sánchez Lizaso JL, D'Anna G, Pipitone C, Mas J, Ruiz Fernández JA, Whitmarsh D, Riggio S (2000) Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation* 27: 110-125
- Berkeley, S. A., Hixon, M. A., Larson, R.J., and Love, M.S. (2004a). Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. *Fisheries*, 29: 23-32.
- Berkeley, S. A., Chapman, C., and Sogard, S.M. (2004b) Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. *Ecology*, 85: 1258-1264.
- Bianchi G, Gislason H, Graham K, Hill L, Jin X, Koranteng K, Manickchand-Heileman S, Paya I, Sainsbury K, Sanchez F, Zwanenburg K (2000) Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science* 57: 558-571
- Blanchard F., LeLoc'h F., Hily C., Boucher J. (2004) Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France. *Marine Ecology Progress Series*, 280: 249-260.
- Bohnsack JA (1998) Application of marine reserves to reef fisheries management. *Austr. J. Ecol.* 23: 298-304
- Demestre, M., Sbrana, M., Alvarez, F., and Sanchez, P. (1997) Analysis of interaction of fishing gear in *Mullus barbatus* fisheries of the Western Mediterranean. *Journal of Applied Ichthyology*, 12(1): 49-56.

- D'Anna G, Badalamenti F, Pipitone C (2001) Rendimenti di pesca sperimentale con tramaglio nel Golfo di Castellammare dopo otto anni di divieto di pesca a strascico. *Biol. Mar. Medit.* 8: 704-707
- D'Anna G., Badalamenti F., Pepe P. & Cuttitta A., (1995) Evaluation of the direct impact of trawl fishing on the substratum and on benthos in the reproductive areas of *Spicara smaris*. MED 93/008. Commissione delle Comunità Europee (DG XIV). 31 pp. + 25 Figg. + 13Tabb. + Annex 14 pp.
- Fanelli E, (2007) Trophic relationships in demersal communities of western Mediterranean: case studies from coastal and deep-sea ecosystems. PhD Thesis. Univerità di Viterbo La Tuscia Italia. 213 pp.
- Fiorentino, F., Zamboni, M., Rossi, M., and Relini, G. (1998) The growth of Red Mullet (*Mullus barbatus*, L. 1758) during the first years of life in the Ligurian Sea (Mediterranean). *Cahiers Options Méditerranée*, 35: 65-78.
- Fiorentino F., Badalamenti F., D'Anna G., Garofalo G., Gianguzza P., Gristina M., Pipitone C., Rizzo P. and Fortibuoni T.. Effects of a trawling ban on the spawning stock structure and recruitment pattern of red mullet, *Mullus barbatus* (L. 1758), in the Gulf of Castellammare (north-western Sicily, Mediterranean Sea). *ICES Journal of Marine Science*, submitted.
- Greco S, Cavaliere A, Perdichizzi F, Cammaroto S (1993) Sintesi dell'attività svolta dall'unità operativa "T6": Terreno Meridionale (Da Capo Suvero a Capo San Vito). - *Atti del seminario nazionale delle unità operative italiane svoltosi presso l'Istituto di Tecnologia della Pesca e del Pescato di Mazara del Vallo*. "La valutazione delle risorse demersali dei mari italiani", N.T.R.-I.T.P.P., Special Publication n.2, pp139-141
- ICES (2004) Report of the Working group on Ecosystem Effects of Fishing Activities. ICES CM 2004/ACE:03, Copenhagen
- Jennings S, Pinnegar JK, Polunin NVC, Boon TW (2001) Weak cross-species relationships between body size and trophic level belie powerful size-based trophic structuring in fish communities. *Journal of Animal Ecology* 70: 934-944
- Jennings S, Pinnegar JK, Polunin NVC, Warr KJ (2002) Linking size-based and trophic analyses of benthic community structure. *Marine Ecology-Progress Series* 226: 77-85

- Jennings S., Dulvy, N.K. (2005) Reference points and reference directions for size-based indicators of community structure. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 397-404.
- Jouffre, D. and C. A. Inejih (2005) Assessing the impact of fisheries on demersal fish assemblages of the Mauritanian continental shelf, 1987-1999, using dominance curves. *ICES Journal of Marine Science* 62: 380-383.
- Levi, D., Andreoli M. G., and Giusto, G. B. (1993) An analysis based on trawl-survey data of the state of the "Italian" stock of *Mullus barbatus* in the Sicilian Channel, including management advices. *Fisheries Research*, 17: 333-341.
- Machias A, Maiorano P, Vassilopoulou V, Papaconstantinou C, Tursi A, Tsimenides N (2004) Sizes of discarded commercial species in the eastern-central Mediterranean Sea. *Fish. Res.* 66: 213-222
- Marteinsdottir, G., and Steinarsson, A. (1998) Maternal influence on the size and viability of Iceland cod *Gadus morhua* eggs and larvae. *Journal of Fish Biology*, 52: 1241-1258.
- Menini, S., Pirone, A., Fagiani, O., Volani, A., and Baino, R. (2001) Observations on gonadic maturity and fecundity in *Mullus barbatus*. *Biologia Marina Mediterranea*, 8: 736-740.
- Murawski, S. A., Rago, P. J., and Trippel, E. A. (2001) Impacts of demographic variation in spawning characteristics as reference points for fishery management. *ICES Journal of Marine Science*, 58: 1002-1014.
- Orsi Relini L., Arnaldi D. (1986) Note di biologia della triglia di fango, *M. barbatus* L. 1758, del mar Ligure; riproduzione e reclutamento.
- Pauly D, Christensen V, Froese R, Palomares ML (2000) Fishing down aquatic food webs. *American Scientist* 88: 46-51
- Pipitone C, Badalamenti F, D'Anna G, James C, Pickering H, Scotti G, Whitmarsh D (2004) Ricerca e gestione delle risorse marine costiere nella "riserva di pesca" del Golfo di Castellammare (Sicilia N/O). *Biol. Mar. Medit.* 11: 1-11
- Pipitone C, Badalamenti F, D'Anna G, James C, Pickering H, Whitmarsh D (2001) Le risorse ittiche demersali nel Golfo di Castellammare (Sicilia N-O) dopo otto anni di divieto di strascico. *Biol. Mar. Medit.* 8: 757-760

- Pipitone C, Badalamenti F, D'Anna G, Patti B (2000) Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fish. Res.* 48: 23-30
- Relini G., A. Zamboni, D. Massi, F. Fiorentino, (1996) Un esempio di incremento della produzione ittica in seguito ad una maggiore protezione della fascia costiera nella Liguria Orientale. *Biol. Mar. Medit.* 3 (1): 222 - 229.
- Rice J, Gislason H. 1996 Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES Journal of Marine Science* 53: 1214-1225
- Rice J. C. (2000) Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. *ICES Journal of Marine Science* 57: 682-688.
- Rijnsdorp A.D., van Leeuwen, Daan N., Heessen H. (1996) Changes in abundance of demersal fish species in the south-eastern North Sea between 1906-1909 and 1990-1995. Proceeding of the Symposium: Changes in the North Sea ecosystem and their causes. Aarhus 1975 revisited. *ICES Journal of Marine Science* 53: 1054-1062
- Rochet, M.J., Trenkel, V.M. (2003) Which community indicators can measure the impact of fishing? a review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 86-99.
- Rogers SI, Maxwell D, Rijnsdorp AD, Damm U, Vanhee W (1999) Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. IV. Can comparison of species diversity be used to assess human impacts on demersal fish faunas? *Fish. Res.* 40: 135-152
- Russ G (2002) Yet another Review of Marine Reserves as Reef Fishery Management Tools. In: Sale PF (ed) *Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press, London, pp 421-441
- Secor D. H., J. M. Dean and E. H. Laban. (1991) Manual for otolith removal and preparation for microstructural examination. Electric Power Research Institute and the Belle W. Baruch Inst. for Marine Biology and Coastal Research: 84pp.
- Solemdal, P., Kjesbu, O. S., and Fonn, M. (1995) Egg mortality in cod of different age – an experimental study. *ICES Document CM 1995/G:35*.

- Sweeting CJ, Polunin NVC (2005) Marine Protected Areas for management of temperate North Atlantic fisheries: Lessons learned in MPA use for sustainable fisheries exploitation and stock recovery. University of Newcastle, Newcastle
- Trippel, E. A., Kjesbu, O. S., and Solemdal, P. (1997) Effects of adult age and size structure on reproductive output in marine fishes. In *Early Life History and Recruitment in Fish Populations*, pp. 31-62. Ed. by R. C. Chambers, E. A. Trippel, and Chapman & Hall, New York. 596 pp.
- Tserpes, G., Fiorentino, F., Levi, D., Cau, A., Murenu, M., Zamboni, A., and Papaconstantinou, C. (2002) Distribution of *Mullus barbatus* and *M. surmuletus* (Osteichthyes: Perciformes) in the Mediterranean continental shelf: implications for management. *Scientia Marina*, 66 (suppl. 2): 39-54.
- Tursi, A., Matarrese, A., D'Onghia, G., and Sion, L. (1994) Population biology of red mullet (*Mullus barbatus* L. 1758) from the Ionian Sea. *Marine Life*, 4(2): 33-43.
- Whitmarsh, D., C. Pipitone, et al. (2003) The economic sustainability of artisanal fisheries: the case of the trawl ban in the Gulf of Castellammare, NW Sicily. *Marine Policy* 27: 489-497.
- Yemane D., Field J.G, Leslie R. W. (2005) Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves – *ICES Journal of Marine Science*, 62: 374-379.
- Vacchi M, Bussotti S, Guidetti P, La Mesa G (1998) Study of the coastal fish assemblage in the marine reserve of the Ustica Island (southern Tyrrhenian Sea). *Ital. J. Zool.* 65 suppl.: 281-286
- Vallin, L., and Nissling, A. (2000) Maternal effects on eggs size and egg buoyancy of Baltic Cod, *Gadus morhua*, implications for stock structure effects on recruitment. *Fisheries Research*, 49: 21-37.
- Voliani, A., Abella, A., and Auteri, R. (1998) Some considerations on the growth performance of *Mullus barbatus*. *Cahiers Options Méditerranée*, 35: 93-106.
- Voliani, A. (1999) *Mullus barbatus*. In *Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in Central Mediterranean (Italy and Corsica)*, pp. 276-289. Ed. by G. Relini, J. Bertrand, A. Zamboni, and *Biologia Marina Mediterranea*, Genova. 868 pp.